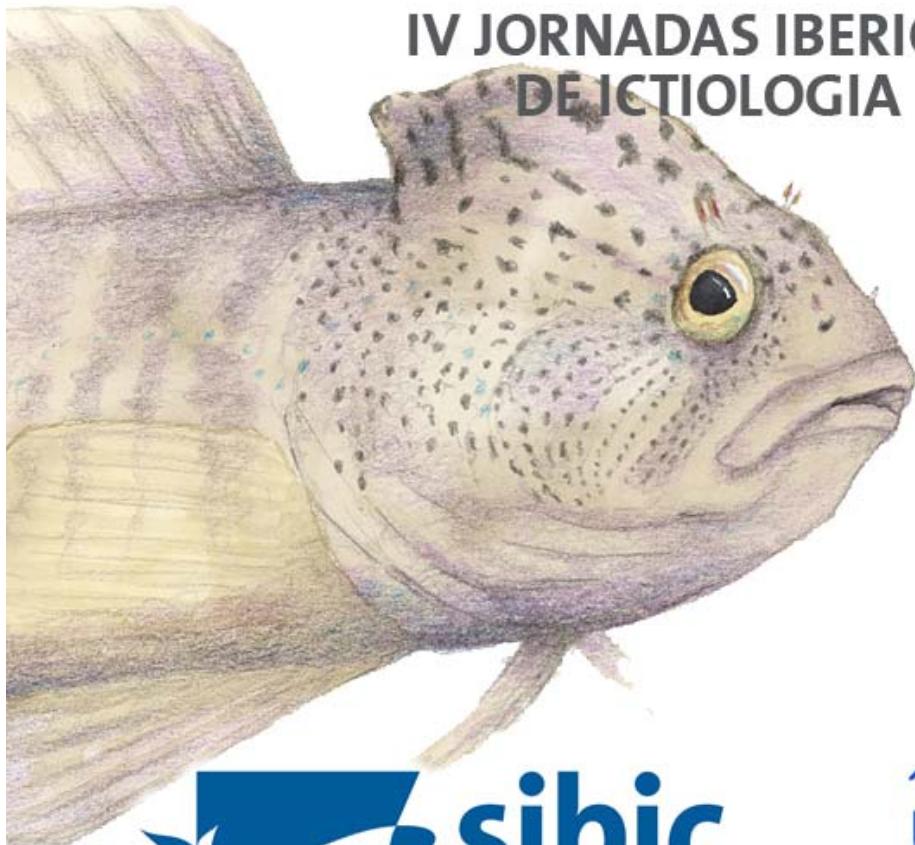


LIBRO DE ACTAS

IV JORNADES IBÈRIQUES
D'ICTIOLOGIA

IV JORNADAS IBÉRICAS DE ICTIOLOGÍA

IV JORNADAS IBERICAS
DE ICTIOLOGIA



Situación actual
y retos de futuro



Institut d'Ecologia
Aquàtica

Libro de Actas de las IV Jornadas Ibéricas de Ictiología
Lluís Zamora Hernández y Ramon Moreno-Amich
© De los textos: los autores correspondientes
© De esta edición: Sociedad Ibérica de Ictiología/Sociedade Ibérica de Ictiologia y Universitat de Girona
Con la contribución de todos los participantes en las IV Jornadas

Mayo 2014
ISBN: 978-84-8458-440-7
Depósito legal: GI 1028-2014

Universitat de Girona: Servei de Publicacions
Ed. Les Àligues - Pl. Sant Domènec, 3, 17071 Girona
Tel. 972 41 82 06 - Fax 972 41 80 31
www.udg.edu/publicacions/
publicacions@udg.edu

Índice

Comité Organizador y Comité Científico	4
Organizadores y colaboradores.....	5
Artículos	6
Salmo trutta (Linnaeus, 1758) behaviour in a vertical slot fishway: the influence of sex, age, flow and experimental conditions on ascent efficiency	
Francisco Javier Bravo Córdoba, Francisco Javier Sanz Ronda, Nuria Ramos González, Juan Francisco Fuentes Pérez	7
La ictiofauna continental de la Cuenca del río Segura (S.E. Península Ibérica): 25 años después de Mas (1986).	
Francisco J. Oliva-Paterna, David Verdiell-Cubedo, Ana Ruiz-Navarro, Mar Torralva	22
Abundance, age and growth of the Algerian barbel in the Ksob reservoir (M'Sila, NE of Algeria).	
Fateh MIMCHE, Mohamed BICHE, Francisco J. OLIVA-PATERNA	33
Efectos de la modificación hidromorfológica sobre el crecimiento y estado de condición de Luciobarbus sclateri (Günther, 1868) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)	
David Verdiell-Cubedo, Francisco J. Oliva-Paterna, Ana Ruiz-Navarro, Mar Torralva	41
Seguimiento de la migración descendente de esguines de salmón Salmo salar (Linnaeus, 1758) en el río Urumea.	
Iker Azpiroz, Sergio Gaspar	54
Variación histórica de la distribución de peces de Doñana	
Raquel Moreno-Valcárcel, Francisco José Oliva Paterna, Carlos Fernández-Delgado	65
The relevance of the toxic spill for fish assemblage in the Guadiamar River basin 8 years after the Aznalcollar accident	
Ramón José De Miguel, Lucía Gálvez-Bravo , Francisco José Oliva-Paterna , Carlos Fernández-Delgado	77
Movements and space use of ADULT catalan chub (<i>Squalius laietanus</i>) in lake Banyoles (NE Spain)	
Lluís Zamora and Ramon Moreno-Amich	88
Resúmenes	101
Índice de autores.....	154
Direcciones de participantes	157

COMITÉ ORGANIZADOR

Dr. Ramon Moreno-Amich, *Universitat de Girona*
Dra. Anna Vila-Gispert, *Universitat de Girona*
Dr. Lluís Zamora, *Universitat de Girona*
Dr. Frederic Casals, *Universitat de Lleida*
Dr. Quim Pou-Rovira, *Sorelló, estudis al medi aquàtic, S.L.*
Dr. Lluís Benejam, *Universitat de Girona*
Sr. Joan Naspleda, *Universitat de Girona*
Dr. Joaquim Carol, *consultor ambiental*
Dr. Francisco J. Oliva Paterna, *Universidad de Murcia*
Dr. David Verdiell Cubedo, *Universidad de Murcia*

COMITÉ CIENTÍFICO

Dr. Carlos Fernández-Delgado, *Universidad de Córdoba*
Dr. Javier Lobón-Cerviá, *CSIC Madrid*
Dr. Carlos Granado-Lorencio, *Universidad de Sevilla*
Dr. Adolf de Sostoa, *Universitat de Barcelona*
Dr. Filipe Ribeiro, *CO & MNHN- Universidad de Lisboa*
Dra. Maria Joao Collares-Pereira, *Universidad de Lisboa*
Dr. Emili García-Berthou, *Universitat de Girona*
Dr. José Luis García-Marín, *Universitat de Girona*
Dr. Ramon Moreno-Amich, *Universitat de Girona (presidente)*

ORGANIZA



Institut d'Ecologia
Aquàtica



Sociedad Ibérica de Ictiología
Sociedade Ibérica de Ictiologia

COLABORA



Generalitat
de Catalunya
**Departament
d'Agricultura,
Alimentació
i Acció Rural**

*fundació
privada:
Girona,
Universitat
i futur*



ARTÍCULOS

***Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) behaviour in a vertical slot fishway: the influence of sex, age, flow and experimental conditions on ascent efficiency**

Francisco Javier Bravo Córdoba, Francisco Javier Sanz Ronda, Nuria Ramos González, Juan Francisco Fuentes Pérez

Unidad Docente de Hidráulica e Hidrología, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias de Palencia, Universidad de Valladolid, España. Avenida Madrid nº 44, Campus la Yutera, 34002, Palencia. (francisco.bravo@iaf.uva.es)

ABSTRACT

This paper evaluates a vertical slot fishway for native brown trout, *Salmo trutta* L., in the Duero river basin, north-western Spain. For this purpose, the behaviour of a brown trout sample on a fish ladder is analyzed, according to their sex and age, under different flow conditions and periods of experimentation. The variables studied are the comparison of success vs. failure in the ascent and the relative passage time. Sex has proven to be an independent parameter of efficiency, but age and above all, discharge flow, have determined fish movements in the fishway. Their activity were concentrated into the first 8 hours of each trial and between 14-22 h solar time, associated with water temperature. These results allow us to optimize the design criteria and management of vertical slot fishways for native brown trout and may guide to standardize fish passes assessments.

Key words: Assessment, brown trout, discharge flow, experimental conditions, Spain, vertical slot fishway

INTRODUCTION

Vertical slot fishways have been widely used in North America since 1940 (Bell 1973). Gradually, its use spread to other regions and became popular in the late twentieth century, around the world: Germany (FAO/DVWK 2002), France (Larinier et al. 1998), Australia (Mallen-Cooper & Brand 2007), among others. In Spain, around 8 % of total fish passes correspond to this typology (Elvira et al. 1998) and its use is increasing.

This type of fishways has interesting skills for ichthyofauna migration. The fish are allowed swim to their desired depth during the ascent, without the need of jumping, facilitating their orientation (Clay 1995). Their efficiency has been proved for many species and sizes of fish in temperate regions of Europe (Laine et al. 2002; Lucas et al. 2008; Zitek et al. 2008) and North America (Hinch & Bratty 2000; Pon et al. 2006). They are also a good alternative for subtropical fish migration (Stuart & Berghuis 2002; Mallen-Cooper & Brand 2007; White et al. 2011). In addition, they can be suitable for small sizes or those with low burst swimming speed (FAO/DVWK 2002; Larinier 2002; Stuart et al. 2008; Tarrade et al. 2008). Nevertheless, one of the main drawbacks is the recirculation areas size, which can disorient the fish (Gomes et al. 2005).

From the hydraulic point of view, depth and velocity conditions have been well studied in vertical slot fishways (Rajaratnam et al. 1986; Wu et al. 1999; Kim 2001; Puertas et al. 2004; Teijeiro et al. 2006; Tarrade et al. 2008), having detailed information about turbulence and velocity under different flow conditions, slope and size of the fish pass.

Nowadays, the biological evaluation of fish ladders is starting to be an essential tool to improve hydraulic design (Laine 1990; Haro et al. 1999; Silva et al. 2009; Keefer et al. 2010). The success of the fish climbing depends on the interactions between the hydraulic features of the fishway, the fish behaviour and their swimming ability (Katopodis 1992; Bunt et al. 2001; Makrakis et al. 2011). These factors are associated with environmental parameters: temperature, turbidity, dissolved oxygen,... and biological parameters: specie, age, sex, physiological state,... (Beach 1984; James & Jonhston 1998; Plaut 2002; Clough et al. 2004; Pedersen et al. 2008).

In general, assessment procedures focus on number of species and fishes that use fishways, and sometimes on the ascent rate and location (Roscoe & Hinch 2010). However, there is a lack of information about why some fish passes work better than others and why some individuals are more efficient than others. It forces us to look for comparison models between fish passes and individuals, emphasizing the passage time (Castro-Santos et al. 2009).

The passage time, along with other efficiency indexes, are good indicators of the ascent difficulty degree, allowing the comparison against fishways or the ability of different species or individuals to pass the obstacle. This variable directly influences on the migration delay and it has implications for the fish reproductive success (Hinch & Bratty 2000; Castro-Santos & Haro 2003; Gowans et al. 2003; Pon et al. 2006). For diadromous species, migration delays lead serious problems of osmotic and thermal adaptation between river and sea (McCormick et al. 1997, 1998). In this regard (fish passes assessment, efficiency indexes, migration delays), scientific experimentation faces the small sample size and lack of detailed information on the movement of fish (Castro-Santos 1996; Gowans et al. 1999; Aarastrup et al. 2003; Santos et al. 2005). So, it is essential to know the behavior patterns of fish and to optimize resources spent in the trials and tests.

The purpose of this paper is to evaluate the efficiency of native brown trout, *Salmo trutta* L. ascent on a vertical slot fishway. It attempts to analyze climbing ability of individuals according to their sex and age, under different flow conditions and periods of experimentation. In the same way, the behaviour of fish in the experiments is described, in order to improve future trials. All the above, will lead to better study migration delays and swimming behaviour versus different hydraulic circumstances, helping to improve fish passes design and management decisions.

METHODS

Study area

The experiments were carried out on the river Porma, in the village of Vegas del Condado, located in the province of León, in north-western Spain ($42^{\circ} 41' 17.40''$ N; $5^{\circ} 21' 27.26''$ W). The river, which is a tributary of Esla and this in turn on the Duero river, has a length of 79 km. The basin area includes a total of 1,146 km² and the annual average contribution is 803.7 hm³ (25 m³/s) (CHD, 2010). In 1986 a gravity dam was built with the aim of providing Porma river water to the farm of brown trout (*Salmo trutta*) that the regional administration (Junta de Castilla y León) manages on this area. Dam is 1.80 m high and 35 m wide.

The river reach studied belongs to the "Metarhitron" area and its average altitude is about 860 m.a.s.l. Based on Rosgen's classification (Rosgen 1996), the zone corresponds to the C4 category. The most representative fish species are: brown trout (*Salmo trutta*), Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei* Steindachner), Northern straight-mouth nase (*Pseudochondrostoma duriense* Coelho) and Northern Iberian chub (*Squalius carolitertii* Doadrio), all of them potamodromous. In this area, trout fishing is one of the main leisure activities. Due to that, León is the Spanish province with the largest number of fishing licenses.

Fishway

For years, many problems of fish migration have been created in this reach of the river. Because of that, a vertical slot fishway was built in 2009 on the right bank of the dam. Their plan view is completely straight (Fig. 1). The length of the fish ladder is 24 m and the median slope 7.9 %. The design flow is 350 L/s, with 9 pools of 2.4 m length x 1.6 m width and an average water depth of 1.10 m. The drop between pools is 0.20 m. The width of the slots is approximately 0.20 m and the design velocity is about 1.8 m/s. The volumetric energy dissipated is between 180 and 190 W/m³, depending on river discharge, which conditions fishway flow and drop. The bottom of the structure is covered by substrate from the riverbed, increasing roughness. The first pool downstream is modified to serve as a staging area. The fish exit slot has a gate to regulate the flow rate through the fishway.

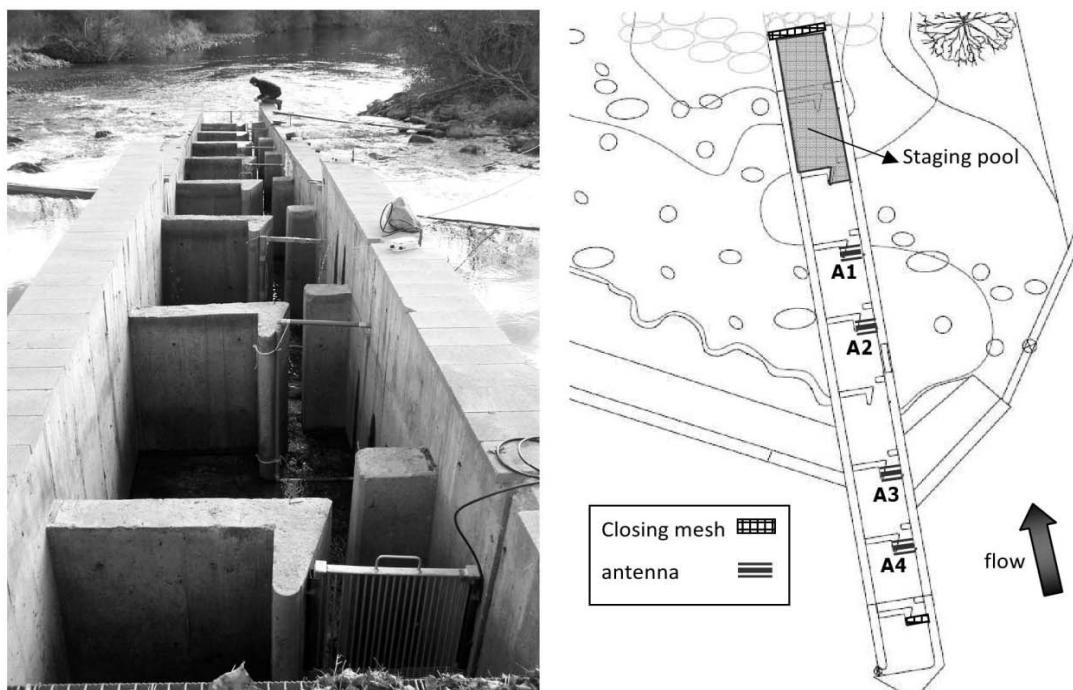


Figure 1. Vertical slot fishway in the Porma river. Left: installation of antennas. Right: diagram of the experimentation design.

Fish sample

The fish were caught by electro-fishing upstream the fish ladder, 24 hours prior to testing. Afterwards, they were anesthetized with MS-222 to be weighed, measured and marked with tags (54 fish tagged). Fish were then transferred to the staging area (Fig. 1), where they recovered and acclimated to the new environment for a period of 24 hours. The density of fish in this pool was 0.75 kg/m³. Fish sex was determined analyzing the gonads after the tests, sacrificing them following the ethical guidelines of the CCAC (2005) and the current EU legislation (Directive 86/609/EEC). Age was established by comparison with growth curves established in the same river reach, by both length frequency distribution and scale analysis (2+: 145-190 mm / 3+: 191-230 mm / 4+: 231-287 mm). Condition Factor (CF) was also determined, taking into account age classes and sex, but there were no significant differences of this parameter. The sample data can be seen in table I.

Table I. Summary of brown trout (*Salmo trutta*) sample tagged (mean ± 95% confidence interval) [$CF=100 \cdot W/FL^3$].

	n	Fork length -FL- (mm)	Weight -W- (g)	Condition Factor -CF- (g/cm ³)
Males	2+	6	176,0 ± 33,5	1,147 ± 0,194
	3+	14	208,5 ± 6,9	1,131 ± 0,032
	4+	9	255,9 ± 16,3	1,139 ± 0,069
Females	2+	7	174,8 ± 29,0	1,139 ± 0,207
	3+	9	212,0 ± 8,6	1,120 ± 0,066
	4+	9	252,0 ± 18,6	1,174 ± 0,091

Tagging

All fish were tagged with PIT-tags (Passive Integrated Transponder). It is one of the most common methods to study the behaviour of fish populations. The transmitters can be found in various sizes, but always paying attention to the relationship: fish weight / PIT weight, to avoid interference with the swimming ability (Colavecchia et al. 1998). Nowadays, there are multiple PIT sizes and designs. The model used in our case was HDX PIT-tag of 23 mm in length, 3.85 mm in diameter and 0.6 g of weight (RFID Oregon®). For placing the tag into the fish it is proceeded as follows: Fish were anesthetized with a solution of 0.1 g/L MS-222. Then, an incision in the back of the left pectoral fin with a scalpel was made. Pressure was applied during insertion of the PIT into the intraperitoneal cavity. No fish died during and after the marking process.

Experiments of ascent rate

Tests were carried out between 26 November and 2 December 2010, when the brown trout have the higher migratory activity in this area, two weeks before spawning. Three experiments were conducted 24 hours of duration each one, under different conditions of flow on the fishway. Information about dates, times and flow rates of each test can be seen in Table 2. The time at which the experiments are referenced is the solar time - midday coincides with the highest sun elevation- and depends on an adjustment factor about the longitude where the place is located (about clock time: 1 hour less due to the winter time and 21 minutes less due to the longitude: 5° 21' W).

Table 2. Date, time and flow (dilution gauging using Rhodamine WT) of the experiments.

	First test	Second test	Third test
Start date	26-11-2010	29-11-2010	1-12-2010
Start solar time	14:30 h	12:30 h	16:30 h
Discharge flow	Medium (334 L/s)	High (402 L/s)	Low (245L/s)

As shown in figure 1, four antennas were installed, leaving an intermediate notch without one. Each antenna was connected to a one reader. Water velocity in the slots, where the antennas were placed, is variable depending on the river water surface levels, the fishway flow and the bottom slope (Table 3). Maximum velocity always occurs on the third antenna, where slope exceeds 9 %. The lower notches showed slower velocities, because they were influenced by the backwater level in the river, increasing their depth and decreasing the drop between pools. The pool located upstream of the last antenna and the bottom of the scale had a closing wire mesh to avoid fish from escaping. During the period of time in which the fish were resting (at least 24 hours), a closing mesh was also placed in the upper staging area, avoiding ascent attempts during this time. Experiments began when, after the resting period, the flow gate was opened until the designated water level was reached in the fishway. At that time the closure mesh of the resting pool was removed, so fish could move freely. The water temperature, depending on the day time, ranged from the 2.8 and 5.6 °C. The water oxygen saturation percentage was 100% and pH around 8.0 (PCD-650 portable oximeter®). Suspended sediments, analyzed in the laboratory by gravimetric method on three samples per day, were always less than 5 mg/L.

Table 3. Mean water velocity (calculated using continuity equation) on the slots under test, referred to Figure 2.

ANTENNA	Height (m)	Slope (%)	Mean water velocity (m/s)		
			Low flow (245 L/s)	Medium flow (334 L/s)	High flow (402 L/s)
1	0.2	6.9	1.45	1.77	1.81
2	0.4	8.1	1.59	1.79	2.03
-	0.6	6.7	1.64	1.89	1.94
3	0.8	9.2	1.82	1.96	2.08
4	1	6.8	1.60	1.75	1.87

RESULTS

Time and duration of the experiments

The fish activity throughout the day is affected by many factors, among which is the luminous intensity (Turnpenny et al. 2001). Fish movements along the day time do not occur in the same way, but peak movements tend to happen in certain moments, related to solar time. Knowing this information the sampling and experimentation effort at such times could be adapted, adjusting and maximizing the work versus the results obtained.

Our experiments were carried out for 24 hours, starting each one at a different time. This was intended to detect the peak of fish movement, associated with the time of day and the time elapsed since the trial began. Prior to the experiment, the fish rested at least 24 hours to achieve a full physical recovery and stress reduction. 49 records have been used for these analyses.

Time elapsed since the start of the experiment until the first attempt:

The study of the frequencies of the first attempt was carried out, depending on the time elapsed since the beginning of the experiments, through a histogram. This analysis (Fig. 2) shows that approximately 80% of fish have made their first attempt within 6 hours after the beginning of the experiment, increasing this value up to 90% after 8 hours. It should be noted the ascent is achieved completely in almost all first attempts (> 93%). Time period with greater intensity of movements occurs between the beginning and the fourth hour, collecting 63.7% of the first attempts.

Time of day that the first attempt occurs:

Studying the solar time, in which brown trout concentrate their movements during the experiments, there is also a clear pattern of activity, as shown in Figure 2. Via the frequency histogram of the first ascent, depending on solar time, the following information was obtained. The range with the highest frequency of attempts was between 14:00 and 19:00 h. Within this time period, 79.6% of first attempts had already occurred. When this period increased up to 22:00 h, 89.8% of movements were collected. From 22:00 to 6:00 h, under conditions of total darkness (clear sky and waning moon), the number of ascents was very low. Changes in ascent activity are highly correlated with variations of water temperature ($r = 0.69$; $P = 0.002$), being lesser with the environmental lighting.

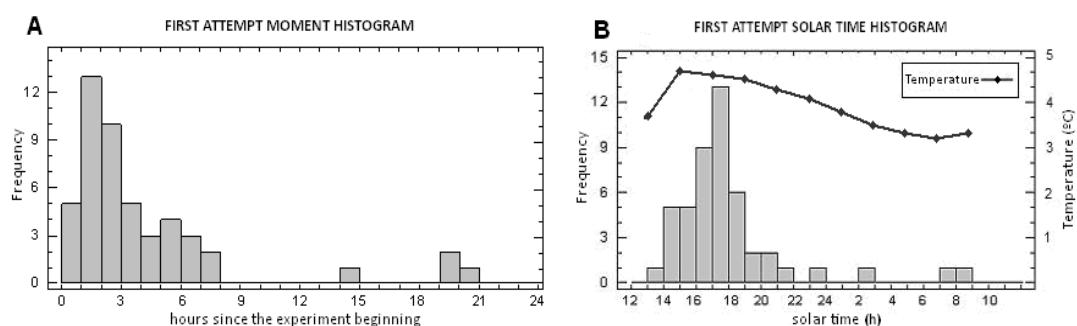


Figure 2. A. Frequency histogram for the time elapsed since the start of the experiment until the fish made its first attempt. B. Frequency histogram for the solar time the first attempt happens.

Success-failure analysis

It is interesting to know the main factors influencing the climb of the fish and to determine their movement on the fish pass. Therefore, their ability to reach the highest point of the section under test will be the first thing to be analyzed. For this purpose, attempts in which the fish has been able to overcome the antenna further upstream are considered as a “success”. Otherwise, it will be counted as a “failure”. The percentage fish which tried to ascend and had some success is 75%, although it is more representative and interesting for the present study the breakdown by factors represented below.

Comparison by flow, sex and age:

To examine the relationship between success - failure of the fish ascent of the fishway, related with age (2⁺, 3⁺ and 4⁺), flow (low, medium and high) and sex (male and female) it has been carried out the Chi-square test of independence with each of the factors (see Table 4 and Figure 3). It has been shown a significant association of success with the flow factor ($P = 0.0501$), and this is an indication that the climb is influenced by the conditions of flow rate on the fish pass. However for sex and age was not found a significant association. Therefore, if an individual is male or female, or it belongs to a given age class, is not a determining factor to successfully overcome the vertical slot fishway. However, although not significant, there is a trend to increase success with increasing age.

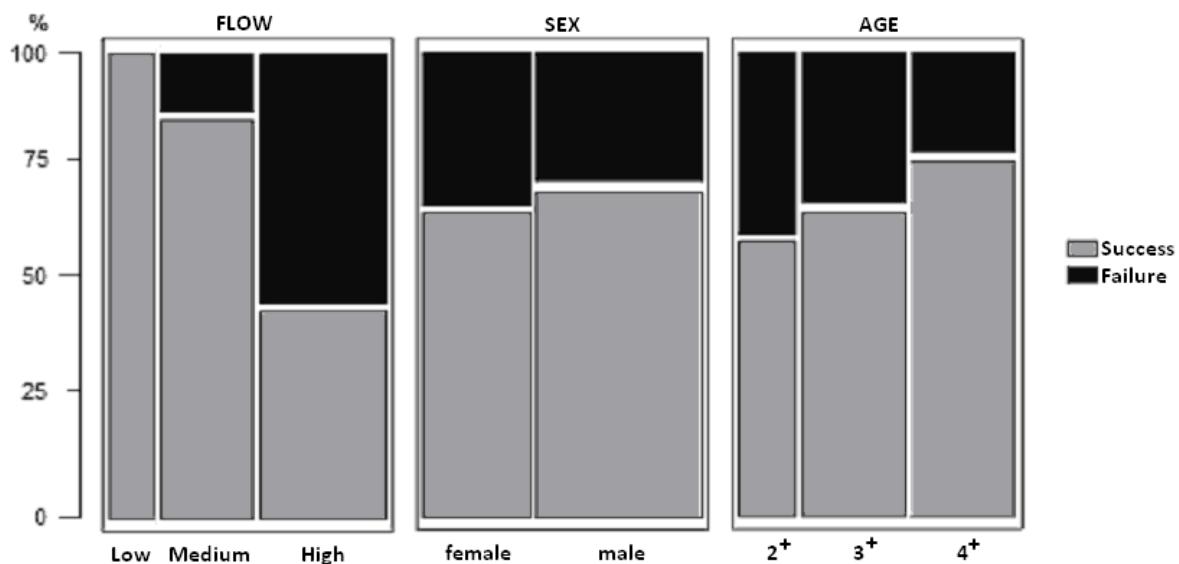


Figure 3. Success-failure analysis for factors: flow, sex and age. The height of the columns represents the result percentage and the width represents proportions of data.

Table 4. Hypothesis test to determine the results independence for the success-failure analysis.

Chi-Square test	Statistic	d.f	P
Flow	5.986	2	0.0501
Sex	0.538	2	0.7640
Age class	0.059	1	0.8086

Looking at the number of fish that make attempts (see Figure 3, bar width dimension), it is remarkable the difference in participation between trials under conditions of low and high flow, being the latter the most stimulating to the fish. This does not match the order of the experiments: medium, high and low flow (Table 2), which means there is no learning during trials.

A Multiple Correspondence Analysis (MCA) (Lebart et al. 2002) to study the potential associations between all the factors considered was also carried out (see Figure 4). This analysis can be considered quite representative due to the two-dimensional model representing a total of 45.8% of the variability of the study (factor 1 = 26.5% and factor 2 = 19.3%), being relatively high percentage for this kind of analysis. From the representation of the first two factorial axes, it is possible to see the following: Both males and females are more related to success than failure, practically without differences. As for the age classes, the most associated with success is the 4+, being 2+ class the closest to failure. Finally, for the flow, the high flow condition is clearly associated with failure, while the closest to success is the average flow.

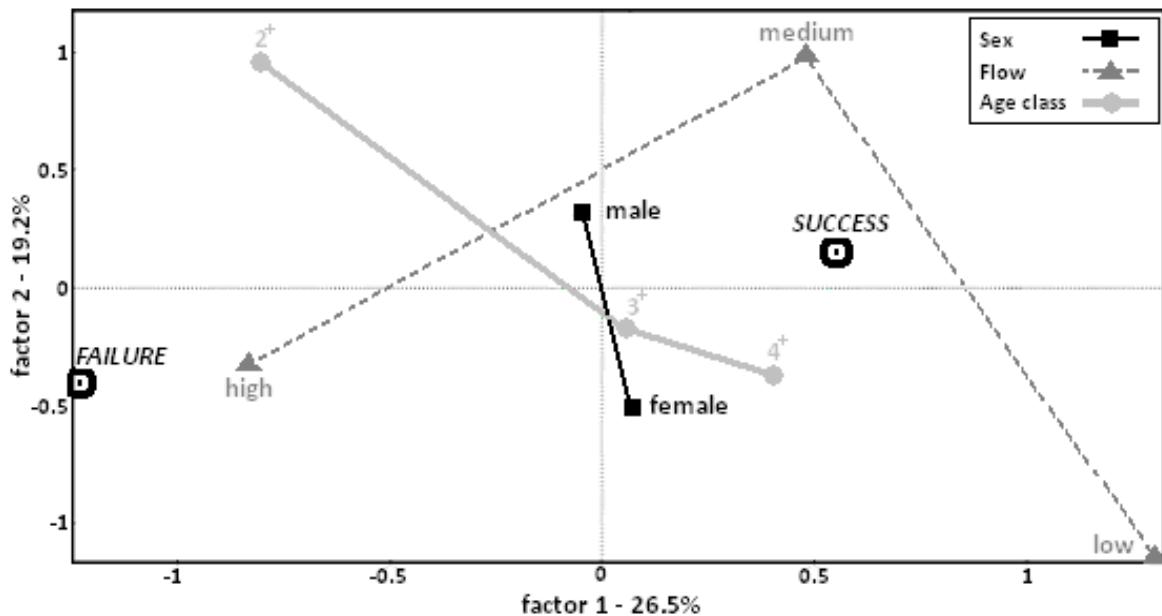


Figure 4. Multiple Correspondence Analysis (MCA) for the result: success-failure. Based on factors: flow, age class and sex.

Ascent time

The analysis of time spent by a fish to overcome an obstacle is essential. It gives us an idea of the delay in the migratory movement. It is also one of the parameters, together with the percentage of success in the ascent, which allows us to compare different types of fishways for a particular fish species. So it is possible to assess the suitability of either design.

Fish that have attempted and have succeeded in exceeding the last antenna make up the sample. Data does not follow a normal distribution. Therefore, the median, and not the mean, is used as representative information, giving an ascent time of 2341.0 seconds, which is the same 39 minutes and 1 second. In a more detailed analysis, it is observed that 31.8% of fish that carried out any attempt, climbed one meter height in less than 900 s (15 min), 45.5% within 30 min, 59.1 % within 45 min, 72.7% in less than 1 hour and 90.9% in 1 hour and 45 min.

Comparison between sex, age and flow

When the results for the whole sample are obtained, it is possible to compare them in terms of different factors in our study. It has been taken into account the age, the flow and sex. It has set a three-factor ANOVA with no interaction.

The model is $\ln(t_{ijk}) = \mu + S_i + E_j + C_k + \xi_{ijk}$, where t_{ijk} is the ascent time, S_i represents the sex factor, E_j the effect of the age, C_k the effect of the flow and ξ_{ijk} the random error term of the model. The logarithmic transformation of time has been made to comply with the normality assumption of the general linear model. To search for significant differences in the factors the multiple range test of Tukey was used.

After the analysis of variance, it can be seen as the only case in which the differences are significant ($P < 0.05$) is for the age factor (Table 5). When data are analyzed (Fig. 5), it is noted that the difference is due to age class 2+, for which the time taken to ascent one meter drop on the fishway is smaller than the rest.

Ascent time is a parameter that helps us to understand the behaviour of fish in a pool pass, but necessarily it should be accompanied by other tests such as the success-failure analysis.

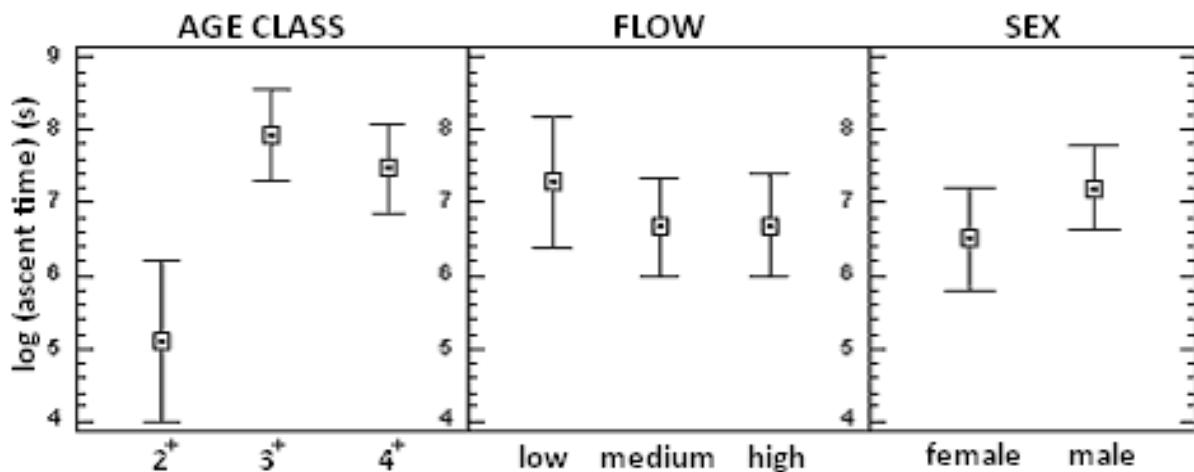


Figure 5. Mean of the ascent log time (s), based on the age class, flow and sex.

Table 5. ANOVA test for the ascent log time (s).

Source of variation	SS	d.f	MS	F	P
AGE CLASS	16.186	2	8.093	5.61	0.0143
FLOW	0.90423	2	0.452115	0.31	0.7355
SEX	2.17445	1	2.17445	1.51	0.2375
RESIDUALS	23.1009	16	1.4438		
TOTAL	46.0219	21			

DISCUSSION

Time and duration of the experiments

There is little information regarding the time of the day when potamodromous fish try to overcome fishways, although more information has emerged in the last decade about this phenomenon (Lucas et al. 1999; Santos et al. 2005; White et al. 2011). In general, fish species concentrate their movements at certain times of the day. Some of them prefer the darkness hours to avoid predation while others prefer daylight hours with higher visibility and water temperature (Lucas et al. 2008). Referring to the solar time, our results clearly show us a concentration of attempts within very specific time range, between 14:00 and 22:00 h (approximately 90% of the data). The increase in the ascent rate during this time of day (in late fall) is independent of the lighting and is directly related to increased water temperature, with those values from below 3 °C to almost 6 °C, probably due to the swimming stimulate and better swimming capacity (Beach 1984). Gowans et al. (1999) and Santos et al. (2005) found a similar relationship with temperature and brightness for Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (anadromous brown trout), respectively. Other authors, who have worked with the same anadromous species in northern Europe (Laine et al. 1990; Aarastrup et al. 2003), have found mainly nocturnal

migratory activity (22:00 to 6:00 h). In similar latitudes to ours -northern of Portugal -, but with a smoother climate, Santos et al. (2005) identified the most important activity of the anadromous fish between 18:00 to 22:00 h, for movements made along the year, not only during the fall spawning migration.

Experimental study like the present - containment in fishway - are few and focus on laboratory experimental fish passes, in order to assess the ascent of certain species (Haro et al. 1999; Silva et al. 2009, 2011; Keefer et al. 2010). These tests are performed for 2-5 hours. It would be very interesting to optimize their duration and the best time of day of the trials. In our case, it has become clear the importance of test period, because in the first four hours after it starts, it registers 63.7% of the initial attempts, 80% at 6 hours and 90% at 8 hours. Guiny et al. (2003) performed a similar experiment with brown trout and salmon in the same period and with temperatures of 3 to 5 °C, in which the trout behaved similarly and the salmon did their attempts in the first 3 hours.

This leads us to the definition of experimental patterns, maximizing the results and reducing test times. In this way, it could be proposed a duration of experiments for brown trout in fish passes of similar regions, of 8 hours since 14:00 to 22:00 h solar time, being collected about 90% of the data.

Success vs. failure

The number and relationship between individuals who try and get overcome the fish ladder (success vs. failure) and how far they go, guides us on the suitability level of the structure. This analysis shows differences in behaviour according to the study factors, mainly the flow.

To ascend a fish pass ichthyofauna requires a minimum swimming resistance to cross the strong velocity through the slots and a guidance capability for the associate conditions of turbulence and eddies (Katopodis 1992). A common problem in the vertical slot fishways focuses on the dimensions of the recirculation areas. If the eddies are very large relative to the size of the fish, it is oriented relative to the local speed components and it ends bumping into the walls , slowing the climb (Gomes et al. 2005). The velocity and volumetric energy dissipated have no significant increases with the flow (Puertas et al. 2004). The main effect observed is an increased depth without changing the velocity greatly and certain changes in the recirculation areas (Teijeiro et al. 2006; Tarrades et al. 2008). The velocity increase in our tests was not high (less than 20% between high and low flow), but values achieved have influenced the behaviour of fish, as discussed below.

The most exciting flow rate for the ascent is the highest one: 402 L/s. It may be related to the velocity attraction effect on fish, as similar studies (Bunt et al. 2001; Castro-Santos 2004). However, this high flow records the highest percentage of failures (fewer fish reach the last antenna), probably due to changes in recirculation areas and water velocity in the slots slightly increases (1.93 ± 0.09 m/s; $\alpha=0.05$). Stuart & Mallen-Cooper (1999), Mallen-Cooper & Brand (2007), and Makrakis et al. (2011), document the biological significance of velocity in the fish passes as a limiting factor of the ascent. Alternatively, the flow with more success and fewer attempts is the lowest one, with little attraction to prompt the move, but with somewhat lower velocities (1.62 ± 0.17 m/s; $\alpha=0.05$), which facilitate the passage of fish. Stuart et al. (2008) working with a vertical slot fishway and Silva et al. (2011) working with a pool type fishway with a submerged orifice and a surface notch, also found most failures increasing flow rate, especially in smaller fish. Regardless, slot velocity where antenna 3 is placed, supposes a limiting factor for the ascent of many brown trout, specially in high flow condition (2.08 m/s). The cumulative fatigue of fish which have overcome that slot may occur and some fish do not reach the next pool, despite having lower velocity. The delay in the ascent due to critical velocity has also been discussed by Makrakis et al. (2011).

On the other hand, none of the analysis reflects differences between sexes, showing similar probabilities of success. The same happens in similar studies where this variable has been taken into account, such as Aaraestrup et al. (2003).

Respect to fish age/length, an increase of success and a higher number of attempts is noted as increasing age class (especially between 2⁺ and 3⁺). It also shows that younger individuals are reaching lower heights. Silva et al. (2011) found bigger failures increasing flow rate too, especially in younger fish. These results are in agreement with those cited above (Beach 1984; Gomes et al. 2005; etc.), in which *sensu latum* swimming ability is enhanced by fish size.

Ascent time

Castro-Santos et al. (2009), define the ideal fish pass as one that allows the upstream and downstream movements of all native species without causing delays, energy expenditure, stress, illness, injury or associated reproductive costs. They also propose a number of variables to consider in any evaluation, with emphasis on the passage time.

Delays in migration - excessive passage time - can cause significant reductions in the fish recruitment and spawning success (Castro-Santos & Haro 2003). For anadromous species, the ability of juveniles to osmoregulate between fresh and marine water can be maintained only for a short period of time (McCormick et al. 1998). The same effect of time dependence is observed for both thermal tolerance (McCormick et al. 1997) and the risk of predation, due to the fish accumulation downstream of the obstacle, being more vulnerable (Gowans et al. 2003). Reproductive migrations are ruled by the energy reserves of fish and there is a relationship between consumption of these and reproductive success (Hinch & Bratty 2000). Long periods of delay and fish with few reserves or high levels of physiological stress make spawning sites and spawn success difficult (Pon et al. 2006). Some migratory fish are able to tolerate small delays in their movements. Depending on the species and the amount of delay it can be observed spawning in fringe areas, resorption of eggs, energy reserves reduced and even mortality. In general, a delay of less than three days is acceptable for many species of fish (Katopodis 1992).

Therefore, to quantify the ascent time in fish passes is essential to understand the migration delay they cause. Furthermore, when relative times are used (e.g. ascent time required to reach a height of 1 m), it is easy to compare different fishways in terms of passing efficiency. Nevertheless it is fundamental to standardize the measurement methodology. In our experiment, half of the fish have ascended 1 m high in less than 40 minutes (40 min/m) and 75% of them achieved it within 1 h (60 min/m). Aarestrup et al. (2003) studied the passage time of anadromous brown trout over 30 cm long in a bypass channel of 2.2 m high and 2-7 °C water temperature. Most of the fish overcoming the obstacle in less than 2 h (55 min/m). There are other references for salmonids, as Pon et al. (2006) for sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka* Walbaum) - 56.9 cm (S.E.:0.51)/10-15 °C -, in which the average time of ascent vertical slot fishway was just over 7 min/m and Gowans et al. (1999), on a pool-and-orifice fish ladder, where Atlantic salmon - 77.9 ± 40 cm/10.5 °C - spent an average of 98 min/m.

Other interesting works carried out on vertical slot fishways for non-salmonid fish and using passage time are White et al. (2011) and Stuart & Mallen-Cooper (1999).

As for the individual variables tested on the experiment, no significant differences are observed in ascent times based on age/size, sex or flow rate. Only the youngest age class - 2⁺ - shows a faster ascent rate than older age classes. Surely, this is affected by the limited data from the subsample (n=3), a problem that has also been mentioned by other authors who have worked with fish in similar conditions (Castro-Santos et al. 2009). In any case, these young individuals are getting the least successful.

Many of the factors that influence the swimming capacity are associated with environmental parameters: temperature, turbidity, dissolved oxygen, ... (virtually stable during the tests) and biological factors: species, age, sex, physiological condition,... (Clough et al. 2004). The age/size is a condition clearly related to swimming speed in most fish (Beach 1984; Pedersen et al. 2008; Tudorache 2008;) and its ability to orient in turbulent water (Gomes et al. 2005; Tarrade et al. 2008).

Aarestrup et al. (2003) and Guiny et al. (2003) also found no differences in the ability of ascent of brown trout through fish passes in the case of size and stage of life. Gowans et al. (1999) observed the same thing for Atlantic salmon. Therefore, it does not seem to be a variable that largely determines the passage time. Instead, Silva et al. (2011) working with Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*) detected higher ascent times in small ones (15-25 vs. 25-35 cm).

Few studies consider the sex of fish related to swimming speed or ascent ability in a fish pass. James & Johnston (1998) for short-horn sculpin (*Myoxocephalus scorpius* L.) and Plaut (2002) for mosquitofish (*Gambusia affinis* Baird & Girard), collected differences in swimming capacity of females according to their pregnant degree. This fact has not been reflected in the results obtained for brown trout in any case. Females of the experiment were in a very advanced pregnant stage, but the condition factor (CF) between males and females were similar. In fact, their ascent rate has been similar to males. Aarestrup et al. (2003) observed the same for anadromous brown trout.

The flow rate through the fish pass has no influence on the ascent time of fish either. But there are remarkable changes in the recirculation areas and water velocity in the slots. Such circumstances determine the success and the maximum height reached but not the passage time, as it will be commented below.

A fact that is manifested in this experiment, as well as in similar ones performed, is the strong variation of the ascent time results, being most of them less than the mean time, although having a few ones much higher, which are the cause of the large difference between mean and median (Gowans et al. 1999; White et al. 2011). This suggests that the ascent time depends more on the individual's own behaviour than events dependent on factors under study. In addition, the median is the index that best represents the behaviour of the sample.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Fish Service of Leon province (Spain) for their technical support and Roberto San Martin for their guide and advices in the statistic section. This research has been financially supported in part by Junta de Castilla y León (Spain) [Project Va299B11-2].

REFERENCES

- Aarestrup K, Lucas MC & Hansen JA. 2003. Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology of Freshwater Fish* 12: 160-168.
- Beach MH. 1984. Fish pass design—criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers. MAFF Fisheries Research Technical Report 78, 46 pp.
- Bell MC. 1973. Fish passage through turbines, conduits, and spillway gates. In: Proceedings of the second entrainment and intake screening workshop held at the Johns Hopkins University. February 5-9 1973. Baltimore, Maryland, pp 251-261.
- Bunt CM, Van Poorten BT & Wong L. 2001. Denil fishway utilization patterns and passage of several warmwater species relative to seasonal, thermal and hydraulic dynamics. *Ecology of Freshwater Fish* 10: 212–219.
- Castro-Santos T, Haro A & Walk S. 1996. A Passive Integrated Transponder (PIT) tag system for monitoring fishways. *Fisheries Research* 28: 253-261.
- Castro-Santos T & Haro A. 2003. Quantifying migratory delay: a new application of survival analysis methods. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 60: 986-996.

- Castro-Santos T. 2004. Quantifying the combined effects of attempt rate and swimming capacity on passage through velocity barriers. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61: 1602-1615.
- Castro-Santos T, Cotel A & Webb PW. 2009. Fishway evaluations for better bioengineering: an integrative approach. American Fisheries Society Symposium 69: 557-575.
- CCAC. 2005. Guidelines on: the care and use of fish in research, teaching and testing. Canadian Council on Animal Care. <http://www.ccac.ca>, 87 pp.
- CHD. 2010. Propuesta de Plan Hidrológico. Confederación Hidrográfica del Duero, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Gobierno de España, 680 pp.
- Clay CH. 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities. Lewis Publishers, Boca Raton, 248pp.
- Clough SC, Lee-Elliott IE, Turnpenny AWH, Holden SDJ & Hinks C. 2004. Swimming speeds in fish: phase 2. Technical Report W2-049/TR1. Environment Agency. Bristol, 93 pp.
- Colavecchia M, Katopodis C, Goosney D, Scruton DA & McKinley RS. 1998. Measurement of burst swimming performance in wild Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) using digital telemetry. River Research and Applications 14: 41-51.
- Elvira B, Nicola GG & Almodóvar A. 1998. Impacto de las obras hidráulicas en la ictiofauna. Dispositivos de paso para peces en las presas de España. Colección técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. 208 PP.
- FAO/DVWK. 2002. Fish passes. Design, dimensions and monitoring. Rome, FAO. 119 pp.
- Gomes P, Vighetti S & Larinier M. 2005. Etude pour la conception de passes à poissons adaptées à l'Apron. Rapport GHAAPPE RA05.05. pp: 1 – 45.
- Gowans ARD, Armstrong JD & Priede IG. 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. Journal of Fish Biology 54: 713-726.
- Gowans ARD, Armstrong JD, Priede IG & McKelvey S. 2003. Movements of Atlantic salmon migrating upstream through a fish-pass complex in Scotland. Ecology of Freshwater Fish 12: 177–189.
- Guiny E, Armstrong JD & Ervine DA. 2003. Preferences of mature male brown trout and Atlantic salmon parr for orifice and weir fish pass entrances matched for peak velocities and turbulence. Ecology of Freshwater Fish 12: 190-195.
- Haro A, Odeh M, Castro-Santos T & Noreika J. 1999. Effect of slope and head pond on passage of American Shad and Blueback Herring through simple Denil and deepened Alaska steeppass fishways. North American Journal of Fisheries Management 19: 51-58.
- Hinch SG & Bratty J. 2000. Effects of Swim Speed and Activity Pattern on Success of Adult Sockeye Salmon Migration through an Area of Difficult Passage. Transactions of the American Fisheries Society 129: 598 – 606.
- Illies J & Botosaneanu L. 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie 12.
- James RS & Johnston IA. 1998. Influence of spawning on swimming performance and muscle contractile properties in the short-horn sculpin. Journal of Fish Biology 53: 485-501.
- Katopodis C. 1992. Introduction to fishway design. Fisheries and Oceans, Winnipeg, Canada. 68 pp.

- Keefer ML, Daigle WR, Peery CA, Pennington HT, Lee SR & Moser ML. 2010. Testing adult pacific lamprey performance at structural challenges in fishways. *North American Journal of Fisheries Management* 30: 376-385.
- Kim JH. 2001. Hydraulic characteristics by weir type in a pool-weir fishway. *Ecological Engineering* 16: 425-433.
- Laine A. 1990. The effects of a fishway model hydraulics on the ascend (sic) of vendace, whitefish and brown trout in Inari, northern Finland. *Aqua Fennica* 20: 191-198.
- Laine A, Jokivirta T & Katopodis C. 2002. Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river – fishway efficiency, fish entrance and environmental factors. *Fisheries Management and Ecology* 9: 65-77.
- Larinier M & Travade F. 1998. Small-scale hydropower schemes and migratory fish passage. *Houille Blanche* 8: 46-51.
- Larinier M. 2002. Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstructions to upstream migration. *Bulletin Français de la Pêche et la Pisciculture* 364 (suppl): 28-38.
- Lebart L, Morineau A & Piron M. 2002. *Statistique exploratoire multidimensionnelle*. Ed. Dunod. 438 pp.
- Lucas MC, Mercer T, Armstrong JD, McGinty S & Rycroft P. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fisheries Research* 44: 183-191.
- Lucas MC, Baras E, Thom TJ, Duncan A & Slavík O. 2008. Frontmatter, in *Migration of Freshwater Fishes*. Blackwell Science Ltd, Oxford, UK. 440 pp.
- Makrakis S, Miranda LE, Gomes LC, Makrakis MC & Junior HMF 2011. Ascent of neotropical migratory fish in the Itaipu reservoir fish pass. *River Research and Applications* 27: 511-519.
- Mallen-Cooper M & Brand DA. 2007. Non-salmonids in a salmonid fishway: what do 50 years of data tell us about past and future fish passage? *Fisheries Management and Ecology* 14: 319-332.
- Mccormick SD, Shrimpton JM & Zydlewski JD. 1997. Temperature effects on osmoregulatory physiology of juvenile anadromous fish. In: CM Wood & DG McDonald (eds.) *Global warming: implications for freshwater and marine fish*. Society of Experimental Biology Seminar Series no. 61. pp. 279-301
- Mccormick SD, Hansen LP, Quinn TP & Saunders RL. 1998. Movement, migration, and smolting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 77-92,
- Pedersen LF, Koed A & Malte H. 2008. Swimming performance of wild and F1-hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 425-431.
- Pon LB, Cooke SJ & Hinch SG. 2006. Passage efficiency and migration behaviour of salmonid fishes at the Seton dam fishway. Final Report for the Bridge Coastal Restoration Program, Project 05.Se.01. Vancouver. 105 pp.
- Plaut I. 2002. Does pregnancy affect swimming performance of female Mosquitofish, *Gambusia affinis*? *Functional Ecology* 16: 290-295.
- Puertas J, Pena L & Teijeiro T. 2004. Experimental approach to the hydraulics of vertical slots fishway. *Journal of Hydraulic Engineering* 130: 10-23.

- Rajaratnam N, Van Der Vinne G & Katopodis C. 1986. Hydraulics of vertical slot fishways. *Journal of Hydraulic Engineering* 10: 909-927.
- Roscoe DW & Hinch SG. 2010. Effectiveness monitoring of fish passage facilities: historical trends, geographic patterns and future directions. *Fish and Fisheries* 11: 12–33.
- Rosgen D. 1996. *Applied River Morphology*. Wildland Hydrology Books, Fort Collins, CO. 390 pp.
- Santos JM, Ferreira MT, Godinho FN & Bochechas J. 2005. Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 381-388.
- Sanz-Ronda FJ, Ramos-González N & Bravo-Córdoba FJ. 2010. Informe técnico sobre la evaluación biológica e hidráulica de dos escalas de artesas. Technical report. U.D. hidráulica e hidrología, Dpto. Ingeniería Agrícola y Forestal, Universidad de Valladolid. 244 pp.
- Silva AT, Santos JM, Franco AC, Ferreira MT & Pinheiro AN. 2009. Selection of Iberian barbel *Barbus bocagei* (Steindachner, 1864) for orifices and notches upon different hydraulic configurations in an experimental pool-type fishway. *Journal of Applied Ichthyology* 25: 173-177.
- Silva AT, Santos JM, Ferreira MT, Pinheiro AN & Katopodis C. 2011. Effects of water velocity and turbulence on the behaviour of Iberian barbel (*luciobarbus bocagei*, Steindachner 1864) in an experimental pool-type fishway. *River Research and Applications* 27: 360-373.
- Stuart IG & Mallen-Cooper M. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regulated Rivers: Research & Management* 15: 575–590.
- Stuart IG & Berghuis AP. 2002. Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river. *Fisheries Management and Ecology* 9: 111–122.
- Stuart IG, Baumgartner LJ & Zampatti BP. 2008. Lock gates improve passage of small-bodied fish and crustaceans in a low gradient vertical-slot fishway. *Fisheries Management and Ecology* 15: 241-248.
- Tarrade L, Texier A, David L & Larinier M. 2008. Topologies and measurements of turbulent flow in vertical slot fishways. *Hidrobiologia* 609: 177-188.
- Teijeiro T, Puertas J, Pena L & Peña E. 2006. Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities. *Ecological Engineering* 27: 37-48.
- Tudorache C, Viaene P, Blust R, Vereecken H & de Boeck G. 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 284–291
- Turnpenny AWH, Blay SR, Carron JJ & Clough SC. 2001. Literature Review Swimming Speeds in Fish. Thecnical Report W2-026/TR2. Environment Agency. Bristol. 45 pp.
- White LJ, Harris JH & Keller RJ. 2011. Movement of three non-salmonid fish species through a low-gradient vertical-slot fishway. *River Research and Applications* 27: 499–510.
- Wu S, Rajaratnam N & Katopodis C. 1999. Structure of flow in vertical slot fishway. *Journal of Hydraulic Engineering* 125: 351-360.
- Zitek A, Schmutz S & Jungwirth M. 2008. Assessing the efficiency of connectivity measures with regard to the EU-Water Framework Directive in a Danube-tributary system. *Hydrobiologia* 609: 139-161.

La ictiofauna continental de la Cuenca del río Segura (S.E. Península Ibérica): 25 años después de Mas (1986).

Francisco J. Oliva-Paterna, David Verdiell-Cubedo, Ana Ruiz-Navarro, Mar Torralva.

Dpto. Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100. Murcia. (fjoliva@um.es)

RESUMEN

Desde la revisión de Mas (1986) se ha avanzado mucho en el conocimiento sobre la distribución y características poblacionales de los peces continentales de la Cuenca del río Segura. En este trabajo se presentan los cambios históricos observados en su composición específica y la distribución actualizada de las especies en función de los sectores establecidos en dicha revisión. Las características de la comunidad detectada actualmente en tramos fluviales reflejan su notable degradación en comparación con situaciones históricas. El número de especies ha aumentado significativamente producto de la introducción de especies foráneas. La tasa de cambio en este componente faunístico ha sido drástica en un periodo inferior a 25 años, maximizándose en los sectores fluviales que han sufrido mayor impacto contaminante y modificador del hábitat.

Palabras clave: distribución, especies invasoras, comunidad de peces, inventario.

ABSTRACT

Since the review work made by Mas (1986), knowledge about the distribution and population characteristics of freshwater fish from the Segura river basin has greatly improved. This paper presents the observed historical changes on species composition and the updated distribution of species in the sectors established in the mentioned review. The traits of the present fish communities reflect a marked degradation compared to the historical status. The number of species has significantly increased due to foreign species introduction. Turnover rate in species composition has been extremely high in less than 25 years, reaching a maximum in river sectors that have suffered greater impacts from pollution and habitat alteration.

Key words: distribution, invasive species, fish community, checklist.

INTRODUCCIÓN

Históricamente, la Cuenca del río Segura no se ha caracterizado por presentar una diversidad y riqueza elevada en su comunidad de peces continentales. El trabajo de referencia histórica sobre su composición específica y evolución temporal de dicha comunidad, es la revisión publicada por el doctor Julio Mas - La ictiofauna continental de la Cuenca del Río Segura. Evolución histórica y estado actual – (Mas 1986). Dicho autor, mediante información bibliográfica realizó una reconstrucción de las poblaciones de peces que nos permite, al menos parcialmente, disponer de una perspectiva histórica sobre dicho componente desde el s. XVI. En términos generales existe una ausencia notoria de trabajos que aborden el conocimiento sobre fauna acuática con un enfoque histórico, el trabajo de Mas (1986) nos ofrece ese enfoque tan necesario en la investigación y gestión de los componentes faunísticos.

En el trabajo de revisión mencionado quedaba reflejada la escasez de información publicada referente al grupo de los peces continentales en la cuenca objeto de análisis. No obstante, desde su publicación se ha avanzado mucho en el conocimiento sobre la distribución y características poblacionales de las especies de peces presentes en dicha cuenca. En las últimas dos décadas, diversos trabajos realizados por el Departamento de Zoología de la Universidad de Murcia han centrado sus esfuerzos en el estudio de la diversidad y estado de la comunidad de peces de la Cuenca del río Segura (Torralva & Oliva-Paterna 1997, Torralva et al. 1997 y 1999, Miñano et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2004, 2006a y 2006b, Torralva et al. 2005, Oliva-Paterna et al. 2003a, 2003b, 2005 y 2007, Martínez-Morales et al. 2010, Castejón et al. 2011, Verdiell-Cubedo et al. 2011, 2012a y 2012b, entre otros). A los resultados obtenidos en dichos trabajos, debemos sumar el aumento en el conocimiento sobre este componente faunístico alcanzado durante los últimos años en la totalidad del territorio peninsular.

En el trabajo aquí presentado se muestran, en función de los sectores ictiofaunísticos establecidos por Mas (1986), los cambios históricos observados en la composición específica de la comunidad de peces y el inventario actualizado. Además, se refleja la estructura de la comunidad dominante en prospecciones recientes realizadas en tramos fluviales de los dos cauces principales de la cuenca (ríos Segura y Mundo).

ÁREA DE ESTUDIO: SECTORES ICTIOFAUNÍSTICOS

La Cuenca del río Segura se encuentra situada en el sureste de la Península Ibérica, con una superficie aproximada de 18870 km² (Fig. 1). De clima mediterráneo, está caracterizada por su aridez y un régimen hidrológico sometido a importantes fluctuaciones anuales e interanuales. En su conjunto, la cuenca ha sido dividida en 11 sectores ecogeográficos en función de sus características ambientales y bióticas (Vidal-Abarca et al. 1990). Aproximadamente un 15% de estos sectores está caracterizado por ser zonas de reserva de agua y presentar baja densidad humana, los restantes representan áreas de consumo deficitarias de agua, si bien, sostienen una intensa actividad agrícola con regadío intensivo propiciada por su carácter receptor del trasvase Tajo-Segura.

En función de la composición de peces, los sectores ictiofaunísticos establecidos por Mas (1986) en los sistemas fluviales de la cuenca fueron cuatro (Fig. 1). El sector I (S-I) comprende desde la desembocadura hasta la presa de Guardamar, así como la red de canales de riego de la zona baja que conectan con el embalse de El Hondo. El sector II (S-II) conforma la zona baja hasta la presa de la Contraparada, aguas arriba de la ciudad de Murcia. El sector III (S-III) comprendería el cauce principal del río Segura hasta el término de Calasparra (zona media), aproximadamente hasta la zona de confluencia con el río Mundo, junto con los tributarios vertientes en dicho tramo (Mula, Quípar, Argos, Luchena, etc.). Finalmente, el sector IV o zona alta conforma la sección hidrológica que incluye al río Mundo en su conjunto y el curso alto del río Segura, así como diversos tributarios (Zumeta, Tus, Taibilla, Bogarra, etc.). De forma adicional, en el trabajo de referencia (Mas 1986) también se incorporaba información sobre la composición de peces en embalses y canales del trasvase Tajo-Segura (sector artificial, S-art).

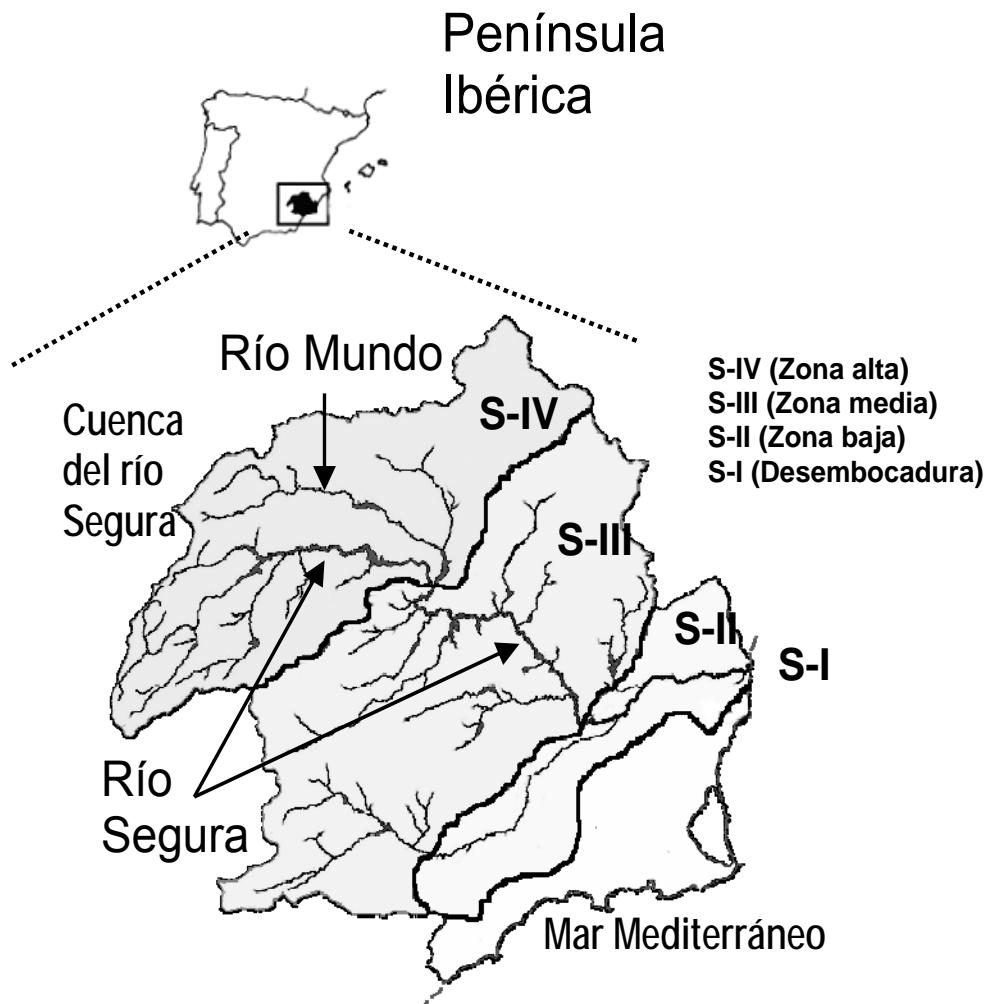


Figura 1. Localización de la Cuenca hidrográfica del río Segura y sectores ictiofaunísticos establecidos en el trabajo de referencia histórica (Mas 1986).

INVENTARIO Y CAMBIOS HISTÓRICOS EN LA COMPOSICIÓN DE PECES

En la revisión de Mas (1986) se citaban, de forma sectorizada, un total de 13 especies propias de aguas continentales junto con un pequeño número de especies estuáricas presentes en la zona de desembocadura (Tablas 1 y 2). Dicha revisión nos permite disponer de una perspectiva histórica de la ictiofauna presente con datos suficientemente válidos para el periodo 1930-1950 (= Situación histórica), así como para el inicio de los años ochenta con la composición de especies detectada y reflejada por el autor (= Situación 1980s) (Fig. 2).

El inventario actualizado muestra la presencia confirmada de 24 taxones para la totalidad de la cuenca (Tabla 1), 18 de ellos con poblaciones detectadas en tramos fluviales sin incluir el sector de desembocadura (S-I) y ambientes líticos artificiales (embalses, balsas, etc.) (S-art) (Tabla 2). En las Tablas 2 y 3 se muestra la evolución histórica en la presencia de especies en función de los sectores y en tramos fluviales, respectivamente. Esta evolución se ha establecido según los datos históricos y los obtenidos en prospecciones recientes.

Tabla I. Inventario actualizado de la composición de peces continentales de la Cuenca del río Segura (únicamente se incorporan las especies estuáricas normalmente presentes en la zona de desembocadura) (nat: nativa; introd: introducida; (*): dudosa viabilidad; (i): Posible presencia actual de stocks poblacionales de carácter introducido para la cuenca).

Familia	Especie		Estatus
Cyprinidae	<i>Luciobarbus sclateri</i> (Günther)	Barbo gitano	nat
	<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther)	Cacho	nat (i)
	<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira	Gobio	introd
	<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner)	Boga del Tajo	introd
	<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Alburno	introd
	<i>Cyprinus carpio</i> L.	Carpa	introd
	<i>Carassius auratus</i> (L.)	Carpín	introd
	<i>Tinca tinca</i> (L.)	Tenca	introd(*)
Cobitidae	<i>Cobitis paludica</i> (de Buen)	Colmilleja	introd
Salmonidae	<i>Salmo trutta</i> L.	Trucha común	nat (i)
	<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	Trucha arco-iris	introd
Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède)	Black-bass	introd
	<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)	Pez sol	introd
Esocidae	<i>Esox lucius</i> L.	Lucio	introd
Percidae	<i>Sander lucioperca</i> (L.)	Lucioperca	introd
Cyprinodontidae	<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes)	Fartet	nat
Valenciidae	<i>Valencia hispanica</i> (Valenciennes)	Samaruc	nat (i)(*)
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard	Gambusia	introd
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso	Chirrete/Pejerrey	nat
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	Anguila	nat
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i> L.	Mújol	nat
	<i>Chelon labrosus</i> (Risso)	Corcón	nat
	<i>Liza spp.</i>	Lisas	nat
Gobiidae	<i>Pomatoschistus spp.</i>	Gobio (de arena)	nat

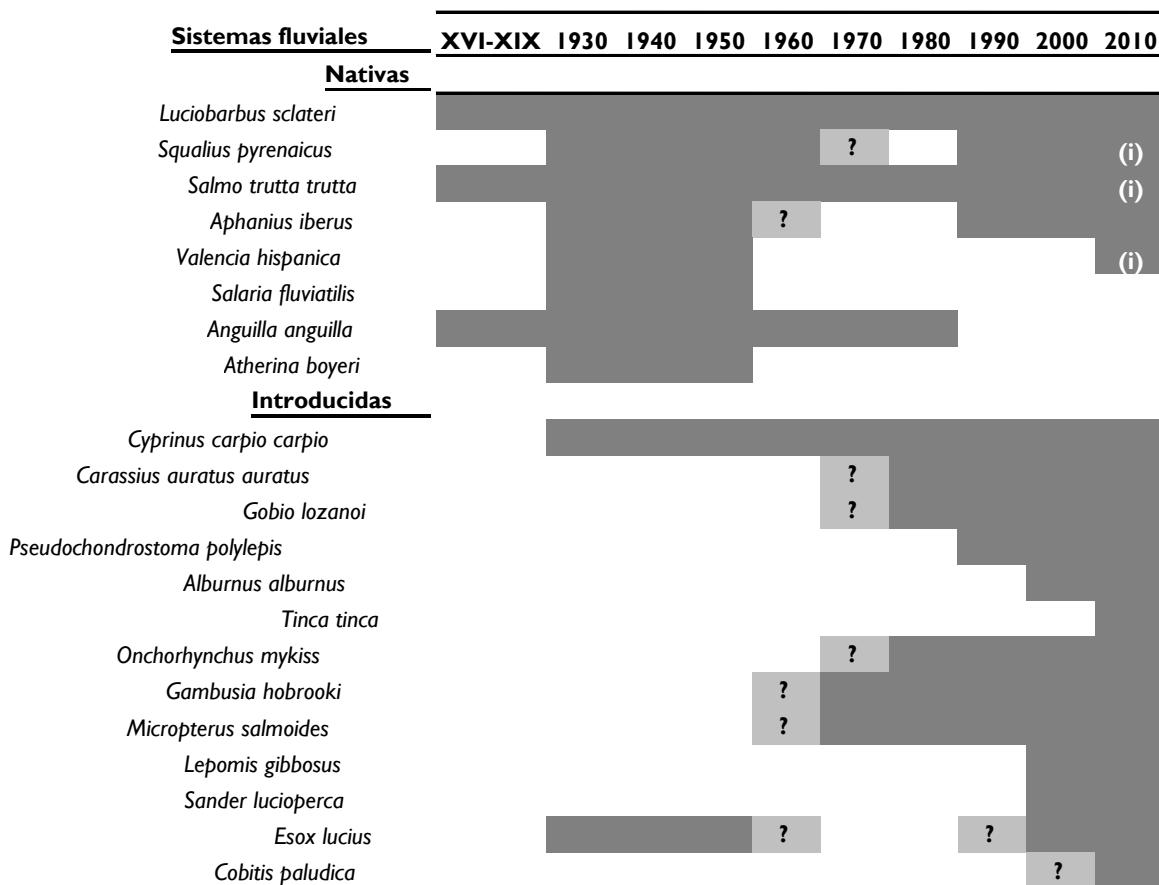
Los datos recopilados nos permiten estimar los cambios producidos en la comunidad en las últimas décadas (Tablas 2 y 3; Fig. 2). La composición de especies detectada en la Situación 1980s ha cambiado significativamente respecto a la Situación actual (Fig. 2). Con la excepción de la desembocadura (S-I, sector menos prospectado en la actualidad), la riqueza ha aumentado significativamente en la mayoría de sectores ictiofaunísticos desde la Situación 1980s: 200% de incremento en el S-II (de 2 a 6 especies), 120% en S-III (de 5 a 11) y 50% en el S-IV (de 8 a 12) (Fig. 2). Así, sin contabilizar los datos referentes al sector S-I, el número de taxones eminentemente dulceacuícolas con presencia confirmada en la Cuenca ha pasado de 9 especies reconocidas en 1986 a 18 constatadas en los últimos trabajos (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Comparación de datos históricos (Mas 1986) y actuales en lo relativo a la presencia de peces continentales de la Cuenca del río Segura según sectores ictiofaunísticos (S-IV, III, II y I) (S-art: sistemas artificiales). (?) Presencia dudosa en el sector; (i) Posible presencia actual de stocks poblacionales de carácter introducido para la cuenca.

Especie	Datos históricos (Mas 1986)					Inventory actualizado				
	S-IV	S-III	S-II	S-I	S-art	S-IV	S-III	S-II	S-I	S-art
<i>Luciobarbus sclateri</i>									?	
<i>Squalius pyrenaicus</i>						(i)				
<i>Gobio lozanoi</i>										
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>										
<i>Alburnus alburnus</i>										
<i>Cyprinus carpio</i>										
<i>Carassius auratus</i>										
<i>Tinca tinca</i>								?		
<i>Cobitis paludica</i>										
<i>Salmo trutta</i>						(i)				
<i>Onchorhynchus mykiss</i>										
<i>Micropterus salmoides</i>										
<i>Lepomis gibbosus</i>										
<i>Esox lucius</i>								?		
<i>Sander lucioperca</i>										
<i>Salaria fluviatilis</i>										
<i>Aphanius iberus</i>										
<i>Valencia hispanica</i>										
<i>Gambusia holbrooki</i>							(i)			
<i>Syngnathus abaster</i>										
<i>Atherina boyeri</i>										
<i>Anguilla anguilla</i>										
<i>Mugil cephalus</i>										
<i>Chelon labrosus</i>										
<i>Liza spp.</i>										
<i>Dicentrarchus labrax</i>										
<i>Pomatoschistus spp.</i>										

El riesgo de esta nueva situación, caracterizada por el aumento notable de la riqueza, emerge cuando observamos que la integridad zoológica (CIZ, nativas:introducidas) decrece de forma significativa en la totalidad de sectores, mostrando valores inferiores a 0,25 CIZ en la mayoría de los mismos (Fig. 2). Actualmente, únicamente cuatro (22,2%) de las especies presentes son autóctonas a la cuenca: *Luciobarbus sclateri*, *Salmo trutta*, *Squalius pyrenaicus* y *Aphanius iberus*. Además, varias poblaciones de éstas están sometidas a problemáticas que les confieren un riesgo de extinción local, o regional según la especie, muy elevado (Robledano et al. 2006, Andreu-Soler et al. 2006a, Oliva-Paterna et al. 2007, Martínez-Morales et al. 2010).

Tabla 3. Evolución histórica en la presencia de especies nativas e introducidas en sistemas fluviales de la Cuenca del río Segura. (?) Presencia dudosa en el periodo de referencia; (i) Posible presencia actual de stocks poblacionales de carácter introducido para la cuenca.



LA COMUNIDAD DE PECES EN TRAMOS FLUVIALES: SITUACIÓN ACTUAL

Dentro del periodo 2003-2005, en el contexto del desarrollo del Atlas de distribución de los Peces continentales de la Región de Murcia (Torralva et al. 2005), y periodo 2008-2011 se han venido realizando prospecciones en tramos fluviales de los cauces principales de la cuenca (ríos Segura y Mundo; n° total de muestras > 120). En la mayoría de ellas el procedimiento de pesca eléctrica desarrollado fue el descrito en la Directiva CEN (Water Analysis-Fishing with electricity, CEN 2003) para tramos vadeables.

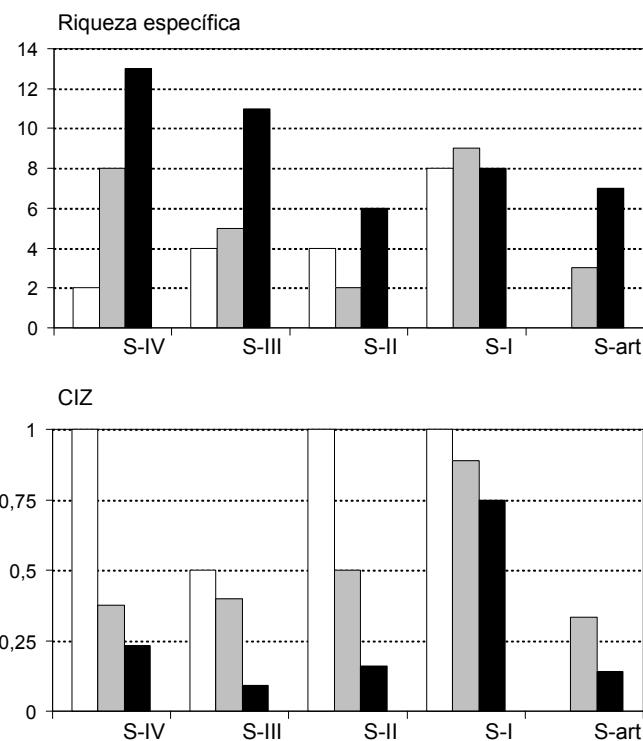


Figura 2. Evolución temporal de la riqueza específica e integridad zoológica (CIZ = nativas:introducidas) de la comunidad de peces continentales de la Cuenca del río Segura en función de los sectores ictiofaunísticos establecidos en el trabajo de referencia histórica (Mas 1986) (Blanco: Situación histórica; Gris: Situación 1980s; Negro: Situación actual).

Los datos obtenidos muestran cambios importantes en la dominancia de especies entre los sectores de las zonas alta y media de la cuenca (S-IV y S-III) (Fig. 3). En términos de presencia detectada y según la frecuencia de aparición (FA) para la totalidad de muestreos realizados, *Luciobarbus sclateri* se confirma como la especie más constante (95,5% en FA para S-IV; 86,7% en FA para S-III) (Fig. 3). Sin embargo, en los tramos fluviales del sector III se observa el incremento de las especies introducidas y varias de ellas (*Gobio lozanoi* 93,3% en FA, *Pseudochondrostoma polylepis* 73,3%, *Alburnus alburnus* 86,7% y *Lepomis gibossus* 80%) superan o igualan la frecuencia de aparición de *Luciobarbus sclateri* (Fig. 3).

De este modo, el cambio observado en la estructura de la comunidad de la zona alta y zona media de la cuenca es significativo. Estos resultados apuntan hacia el claro establecimiento de poblaciones de especies introducidas en tramos de los dos ejes principales de la cuenca (ríos Segura y Mundo), es decir, en hábitats fluviales que deberían mostrar un marcado carácter mediterráneo en su régimen hidrológico. Sin embargo, la gestión hídrica que se realiza en la cuenca fomenta la alteración de los regímenes naturales en sus tramos fluviales, por ejemplo con el mantenimiento de los caudales circulantes más elevados durante el periodo estival para cubrir las necesidades agrícolas. Este patrón es mucho más patente en los tramos prospectados del sector S-III (zona media). Existe abundante bibliografía que muestra cómo este tipo de gestión facilita el establecimiento y expansión de especies invasoras en este tipo de ambientes fluviales. En este sentido, los factores implicados en dicha modificación son muy diversos y están relacionados con la alteración de las temperaturas del agua, carga de sedimentos, morfología del cauce, hábitat ripario, etc., afectando también a la viabilidad poblacional de las especies nativas (Oliva-Paterna et al. 2003a y 2003b, Verdiell-Cubedo et al. 2011 y 2012a).

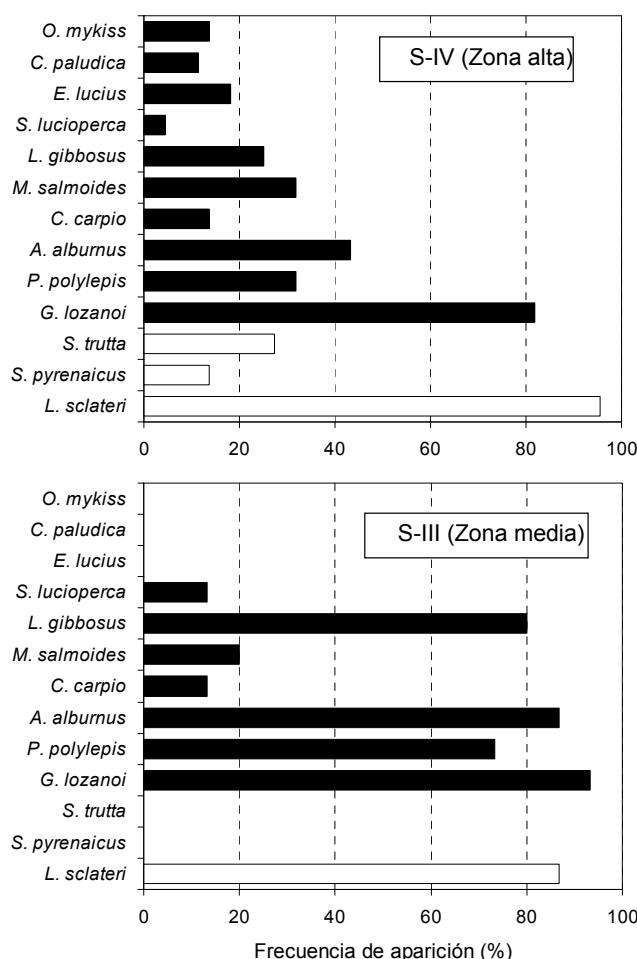


Figura 3. Frecuencia de aparición (FA) de las especies actualmente presentes en los sectores III (zona media) y IV (zona alta) de la Cuenca del río Segura (Blanco: nativas; Negro: introducidas).

Además, los datos aquí presentados también resaltan la importancia del eje río Mundo-Segura como vector de colonización en especies que, en su mayoría, deben haber entrado en la cuenca a través del trasvase Tajo-Segura. Aspecto puesto de manifiesto en diversos trabajos relativos a la detección de especies en las últimas décadas (Miñano et al. 2002, Andreu-Soler et al. 2004, Oliva-Paterna et al. 2005, entre otros). Un dato adicional, que también resalta la importancia del trasvase en la entrada de especies foráneas, es la observación reciente en tramos fluviales próximos al embalse del Talave (receptor del trasvase Tajo-Segura) de individuos cuyos caracteres morfológicos apuntan hacia una posible contaminación genética por hibridación en poblaciones nativas de *Squalius pyrenaicus* y *Luciobarbus sclateri*. Esta posible introgresión genética estaría relacionada con la entrada de stocks alóctonos a la cuenca a través del trasvase. No obstante, estos indicios deben ser confirmados con los estudios pertinentes.

De forma adicional, se vienen desarrollando en la última década varios estudios que analizan la biología poblacional (abundancia, estructura de tamaños y edades, etc.) de especies invasoras a la cuenca, confirmando su viabilidad y aumento en varias de sus poblaciones (Martínez-Morales et al. 2010, Castejón et al. 2011). No obstante, no disponemos de datos que incluyan seguimientos continuos en localidades de referencia que resultarían de gran utilidad en la gestión de estas especies.

CONCLUSIONES Y GENERALIDADES PARA LA GESTIÓN

El estado actual de la ictiofauna de la Cuenca del río Segura está ligado a sus características climáticas e hidrológicas. La escasa disponibilidad del recurso agua que caracteriza a gran parte de sus sectores ecogeográficos provoca que la comunidad ictiofaunística esté particularmente expuesta a la gestión de dicho recurso. La gestión hídrica está directamente influida por factores de carácter antrópico, entre los que cabe destacar el uso lúdico-deportivo al que se ve sometido este grupo de vertebrados y, básicamente, la arraigada cultura de explotación agrícola que actualmente conlleva una explotación masiva del recurso agua.

Se confirma la alta degradación en la comunidad de peces presente en la actualidad. La riqueza actual de peces dulceacuícolas presente en la cuenca ha aumentado notablemente consecuencia de la introducción de especies foráneas, bien autóctonas a la Península Ibérica translocadas desde otras cuencas, o bien exóticas procedentes de Centroeuropa y Norteamérica. La Cuenca del río Segura ha mostrado un importante cambio de escenario, se ha convertido en una cuenca altamente regulada en los regímenes hidrológicos de sus cauces principales y en un sistema modificado con un importante vector de entrada alóctona en el trasvase Tajo-Segura. Esta situación ha facilitado el establecimiento de taxones invasores y probablemente favorezca futuras colonizaciones de nuevas especies alóctonas.

El cambio en la comunidad ha sido drástico en un periodo inferior a 25 años y se maximiza en los sectores que han sufrido mayor impacto ambiental. En tramos medios del río Segura, muy afectados por el desarrollo agrícola, se ha pasado de la presencia de 5 especies a 11, o bien de 2 a 6 (120% y 200% de aumento en la riqueza, respectivamente). Estos datos pueden situar a la Cuenca del río Segura entre los sistemas acuáticos ibéricos con mayor tasa de cambio en su componente ictiofaunístico.

Luciobarbus sclateri es el único representante nativo que muestra una adaptación medianamente viable a la nueva situación. No obstante, varias poblaciones de esta especie muestran un estado de conservación preocupante y la necesidad de seguimientos poblacionales continuos de esta especie se vería justificada por el carácter centinela que puede presentar. El resto de especies nativas presentes en la cuenca muestran un estado precario de conservación y un riesgo importante de extinción.

Los estudios realizados en las últimas dos décadas han contribuido a incrementar notablemente el conocimiento sobre los peces fluviales de la cuenca. No obstante, a pesar de la lección sobre adaptación evolutiva que nos muestran algunas de sus especies nativas, o el conocimiento sobre mecanismos de invasión biológica en ambientes modificados que obtendríamos de su estudio, el papel que actualmente tienen en lo relativo a la investigación y gestión ambiental sigue siendo modesto, escaso e insuficiente.

AGRADECIMIENTOS

Parte del trabajo realizado se ha llevado a cabo a través de Convenios de Investigación entre la Sección de Vida Silvestre de la Dirección del Medio Natural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y el Departamento de Zoología y Antropología Física de la Universidad de Murcia. También la fundación SENECA a través de la financiación del Proyecto “Efecto de la modificación antrópica del régimen hídrico sobre los peces epicontinentales nativos y exóticos de la Cuenca del Río Segura” ha permitido la obtención de datos actualizados para este estudio.

BIBLIOGRAFÍA

Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell D & Torralva M. 2004. Primeras citas de *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) y *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (Murcia, sudeste de la Península Ibérica). Anales de Biología 26: 222-224.

Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D, Egea-Serrano A, Ruiz-Navarro A & Torralva M. 2006a. Peces Continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): Inventario y Distribución. *Zoologica Baetica* 17: 11-31.

Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2006b. A review of length-weight relationships of fish from the Segura River basin (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 22: 295-296.

Castejón D, Torralva M, Verdiell-Cubedo D, Martínez-Morales I, Ruiz-Navarro A & Oliva-Paterna FJ. 2011. Variación en la condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) (Cypriniformes: Cyprinidae) a lo largo de gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura. *Anales de Biología* 33: 41-52.

CEN. 2003. Water quality-Sampling of fish with electricity. En 14011. European Committee for standardization, Brussels.

Martínez-Morales I, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2010. Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica). *Anales de Biología* 32: 47-58.

Mas J. 1986. La ictiofauna continental de la Cuenca del Río Segura. Evolución histórica y estado actual. *Anales de Biología* 8: 3-17.

Miñano PA, Oliva-Paterna FJ & Torralva M. 2002. Primera cita de *Sander lucioperca* (L.) (Actinopterygii, Percidae) en la cuenca del río Segura, SE de España. *Anales de Biología* 24: 77-79.

Oliva-Paterna FJ, Vila-Gispert A & Torralva M. 2003a. Condition of *Barbus sclateri* from semi-arid aquatic systems: habitat quality effects. *Journal of Fish Biology* 63: 699-709.

Oliva-Paterna FJ, Miñano PA & Torralva M. 2003b. Habitat quality affects the condition of *Barbus sclateri* in Mediterranean semi-arid streams. *Environmental Biology of Fishes* 67: 13-22.

Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Verdiell D & Torralva M. 2005. First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L., 1758) in the Segura river basin (SE, Spain). *Limnetica* 24 (3-4): 199-202.

Oliva-Paterna FJ, Andreu-Soler A & Torralva M. 2007. Especies invasoras colonizan la Cuenca del río Segura. *Dugastella* 4: 63-68.

Robledano F, Calvo JF & Hernández-Gil V. 2006. Libro rojo de los vertebrados de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CARM. Murcia.

Torralva M & Oliva-Paterna FJ. 1997. Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura, S.E. de España. *Limnetica* 13 (1): 1-3.

Torralva M, Puig MA & Fernández-Delgado C. 1997. Effect of river regulation on the life-history patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51: 300-311.

Torralva M, Ubero-Pascal NA, Oliva-Paterna FJ & Malo J. 1999. *Leuciscus pyrenaicus* Günther, 1868 (Pisces, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura (S.E. España). *Zoologica baetica* 10: 203-205.

Torralva M, Oliva-Paterna FJ, Andreu A, Verdiell D, Miñano PA & Egea A. 2005. Atlas de Distribución de los Peces Continentales de la Región de Murcia. Dirección General del Medio Natural. CARM. Murcia.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Martínez-Morales I & Torralva M. 2011. Efectos de la modificación antrópica de los regímenes hidrológicos naturales sobre poblaciones de ciprínidos bentónicos de la Península Ibérica. In: *Actas VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Talavera de la Reina, Toledo.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A & Torralva M. 2012a. Efectos de la modificación hidromorfológica sobre el crecimiento y estado de condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica). IV Jornadas Ibéricas de Ictiología. SIBIC. Girona.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Ruiz-Navarro A & Torralva M. 2012b. First occurrence of *Cobitis paludica* (De Buen, 1930) in the Segura river basin (SE Iberian Peninsula). Limnetica (Aceptado).

Vidal-Abarca MR, Montes C, Suárez ML & Ramírez-Díaz L. 1990. Sectorización ecológica de cuencas fluviales: Aplicación a la Cuenca del Río Segura (SE. De España). Anales de Geografía de la Universidad Complutense 10: 149-182.

Abundance, age and growth of the Algerian barbel in the Ksob reservoir (M'Sila, NE of Algeria).

Fateh MIMECHE¹, Mohamed BICHE², Francisco J. OLIVA-PATERNA³.

(1) Department of Agricultural Sciences. University of M'Sila. 28000. M'Sila, Algeria. (mimechefateh@gmail.com); (2) National School of Agricultural, El Harrach. 16000. Alger, Algeria; (3) Department of Zoology. University of Murcia. 30100. Murcia, Spain. (fjoliva@um.es)

Abstract

The Algerian barbel is an endemic fish from the Maghreb. This study presents data on the age and growth of a population located in a man-made lake with important temporal variation in water temperatures and volume. We provide information of the biology testing whether the annual-dynamic differs in age and size structure, growth and somatic conditions. Age determination showed 11 cohorts characterized by the dominance of middle-age individuals (4+ - 7+). There were no high growth rates in individuals older than 4+ (annual growth rates in length < 12.5%). Abundance showed slight differences between seasons probably related to reproductive migrations to the stream, and somatic condition showed the highest values just after the reproduction period.

Key-words: *Barbus callensis*, life-history, reservoirs, growth rate, somatic condition.

Resumen

El barbo argelino es una especie endémica del área del Magreb. Este estudio presenta datos referentes a la edad y crecimiento de una población localizada en un embalse con una importante variación en el nivel y temperatura de sus aguas. Se presenta información de su biología evaluando las diferencias en la estructura de edades y talla, tasas de crecimiento y condición somática. La población mostró 11 cohortes con un dominio de clases de edad intermedias (4+ - 7+). No se observaron elevadas tasas de crecimiento en individuos mayores a 4+ (tasa de crecimiento anual < 12.5%). La abundancia mostró ligeras diferencias entre estaciones del año probablemente condicionadas por los movimientos reproductores de los individuos hacia los hábitats fluviales, la condición presentó los valores más elevados en los ejemplares justo el periodo posterior a la reproducción.

Palabras clave: *Barbus callensis*, estrategias de vida, embalses, tasas de crecimiento, condición somática.

INTRODUCTION

The Algerian barbel, *Barbus callensis* Valenciennes, is an endemic fish distributed to the northeast of the Maghreb ecoregion (Berrebi et al. 1995, Kraiem & Pattee 1998, Azeroual et al. 2000, Kara 2012). Although it has little commercial value, this species is the basic catch of local fisheries in areas from north Algeria although there is no data on trends and threats since the 1980's (Crivelli 2006). The information of its biology is scarce (Kraiem et al. 1986, Kraiem 1996, Kara 2012) and there is no published data about its growth pattern and the information about its population biology is scarce in the Algerian basins.

The present study shows data on the age and growth of a population of *Barbus callensis* in a southern area of its distribution range and located in a reservoir with important temporal variation in water temperature and volume. The objectives were to provide information on the biology testing whether the annual-dynamic differs in age and size population structure, growth and somatic conditions. We hypothesized that the species might use this man-made lake displaying features affected by the connection to the stream which flows into the reservoir.

MATERIALS AND METHODS

Study area and sampling

The Ksob reservoir is an older reservoir located in an arid region on the Saharan Atlas National Park (North Algeria, M'Sila). It was constructed in 1935 with an agricultural purpose on the Ksob river basin and it has an important seasonal and inter-annual variation in water volume; nowadays its water storage is less than 20 hm. During the present study monthly information was compiled on the variation of abiotic factors (Fig. 1).

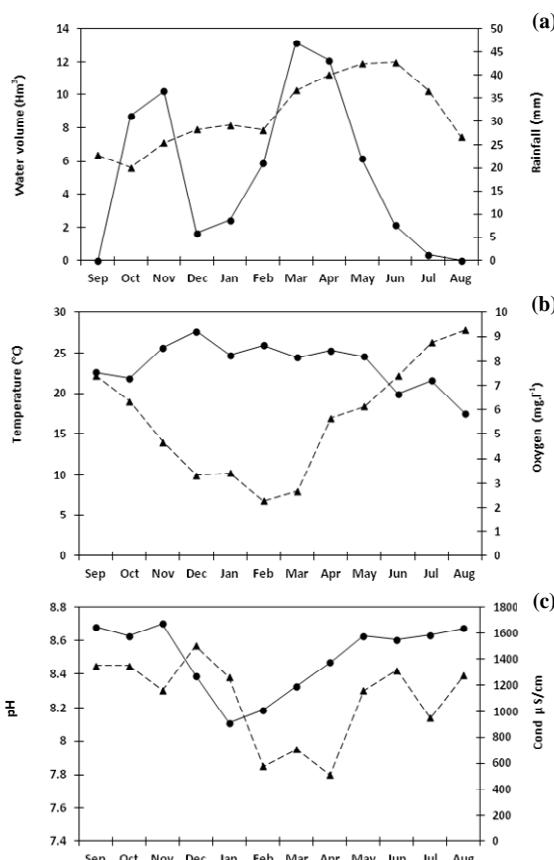


Figure 1. Seasonal changes in the environmental condition of the Ksob reservoir. Mean values for surface samples. (a) Month variation in water volume (black triangles) and rainfall (black points); (b) Month variation in water temperature

(black triangles) and dissolved oxygen (black points); Month variation in pH (black triangles) and water conductivity (black points).

The specimens were collected during monthly experimental samplings taken between September 2010 and August 2011. The fishing gears used by the fishermen were trawls (each with a length of approximately 100 m).

The specimens were preserved in neutralized formal-dehyde solution (7%) and transported to the laboratory, where their fork length (FL; ± 0.1 mm), standard length (SL; ± 0.1 mm) and total weight (TW; ± 0.1 g) were recorded. All specimens were dissected to obtain eviscerated weight (EW; ± 0.1 g) and to determine their sex by direct observation of the gonads.

Biological parameters

The total number of individuals caught by trawls counted and the results are expressed as catches per unit of effort (CPUE), 1 unit being a passive trawl in place for 24 h. For the statistical comparisons, to minimize the possible differences in relative abundance, log-transformation was carried out. The sex ratio was analysed for the whole population per month, season and size.

Age and population structure were assessed using two methods based on bony structures (scales) and length-frequency distributions analysis. Scales (6-10) below the first radius of the dorsal fin and above the lateral line were removed from the total specimens. These were cleaned using 8% NaOH and were used for ageing. The length-frequency distribution of samples was studied over a short period of time (month and seasonal periods) separately to reduce the effects of seasonal growth.

Over a defined period of time, the specific growth rate (g) (Wootton 1990) was calculated as: $gL = (\log FL_f - \log FL_i) / t$ and $gEW = (\log EW_f - \log EW_i) / t$ where FL_f and EW_f are final FL and EW respectively, FL_i and EW_i are initial FL and EW, and t is time interval. Specific growth rate was expressed as percentage per unit time, that is $GL = 100 gL$ and $GEW = 100 gEW$.

The relationships between length (FL, SL) and weight (TW, EW) (log transformed data) were calculated for all specimens, and for males and females separately. The existence of significant differences between relationships was verified by analysis of covariances (ANCOVA). The somatic condition was analysed by residuals (Kr index) from these regressions.

RESULTS AND DISCUSSION

The temporal pattern of CPUE estimates for *Barbus callensis* showed a high degree of monthly variation but no significant seasonal changes were obtained in mean total abundance (Kruskal-Wallis test, $H = 0.167$, $P = 0.98$) (Fig. 2a). Maximum CPUE appeared in the sample of February (total CPUE = 60.3) and minima values in January (16.1 CPUEs) and May (16.7 CPUEs). The males abundance showed a significant correlation with the total abundance data (Pearson correlation, $r = 0.94$, $P < 0.001$) showing their maximum also in February (41.5 CPUEs) and presented lower values during the summer (Fig. 2b). In contrast, females showed their higher abundance values in summer, with the maxima value in the sample of June (18.7 CPUEs).

The total abundance and sex ratio were similar from autumn 2010 to spring 2011 and males were significant dominant during these seasons (Fig. 2b). In summer was the higher total abundance (115.2 CPUEs) and the occurrence of females presented an important increase (Fig. 2b). During the study period, only one bivariate relationship was detected between the environmental variables and abundance data, in the case of females abundances which showed a significant positive correlation with rainfall (Pearson correlation, $r = 0.73$, $P = 0.007$). Bouhbouh (2002) found a female dominance in the Allal El Fassi reservoir (Morocco) and the observed variations in abundance were related to the reproductive cycle (Aberkane & Igner-Ouada 2011).

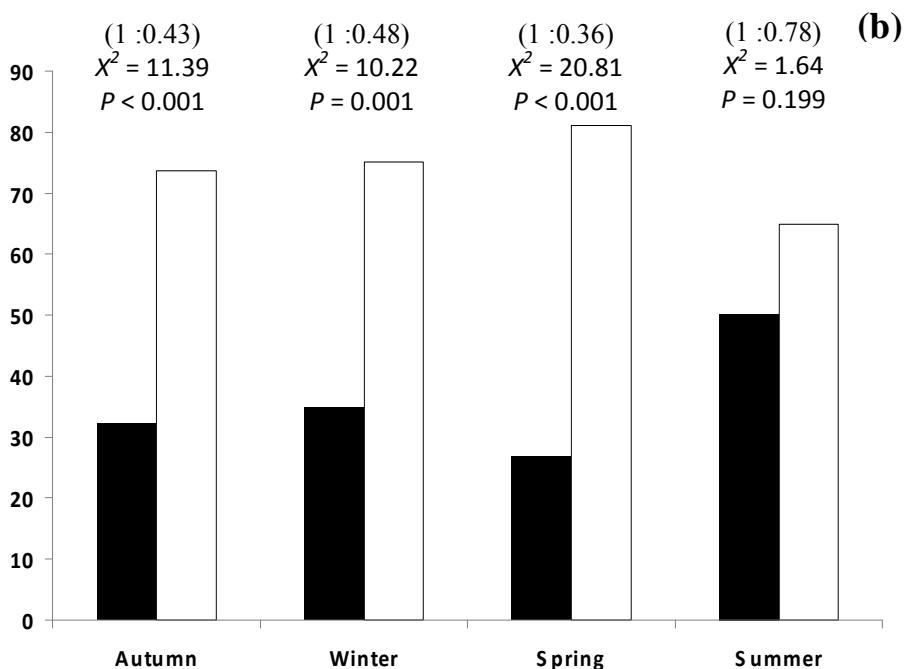
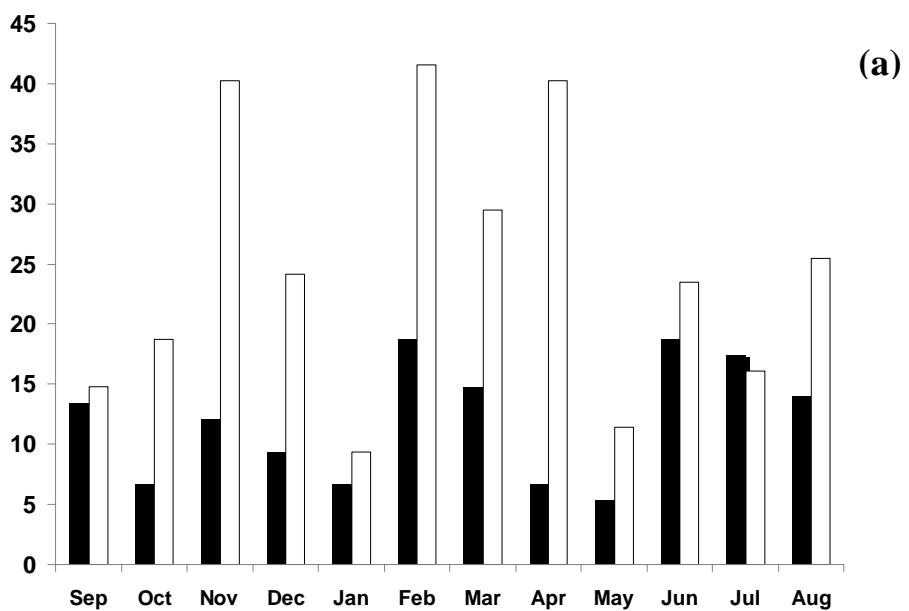


Figure 2. Captures per Unit Effort (CPUEs) of *Barbus callensis* in the Ksob reservoir. Captures per month (a) and seasons (b) with data set of the sex-ratio (in brackets) (Chi square statistics included). Males in white bars and females in black bars.

The number of suitable specimens for age class determination was 385 (87.8% of total captures). Age determination by scales showed 11 age-groups (3+ to 13+ years) in females and 10 age-groups (3+ to 12+ years) in males. Moreover the number of females was higher in the higher age classes. The age structure of *Barbus callensis* specimens caught in Ksob reservoir was similar from that observed in others man-made lakes from the Maghreb (i.e. Allal El Fassi reservoir, Morocco), while the maximum lengths detected in Ksob reservoir (37 cm in TL) was longer (Bouhbouh 2002). However, these structures showed in limnetic systems differ from those observed in the studied populations from streams where they showed fewer and younger age

groups (Kraiem et al. 1986). In fact, it is difficult to find populations of the species with individuals over 6 years in streams habitats (Penczak & Molinski 1984, Kraiem et al. 1986).

The maximum individual lengths observed were a 37.0 cm TL in females (November 2010) and a 34.2 cm TL in males (July 2011). Females were significantly (two-way ANOVA, $F(1, 383) = 28.711$, $P < 0.001$) longer than males (mean in females, FL = 23.6 cm; mean in males, FL = 21.8 cm).

The population structure observed into the reservoir was characterized by the dominance of the age classes between 4+ and 7+ (85.2 % of the overall individuals). Moreover, both sexes showed low occurrence of 3+ and 4+ in autumn and summer, which could probably related to fish movements between the reservoir and the Ksob stream. In the present study, the catchability of specimens with FL less than 15 cm was null because the lower size catches were imposed by the used sampling gear (trawls), however, the occurrence of smaller individuals of the species into the reservoir is not very common in the fishermen catches (unpublished data). Seasonally approach of the length frequency distributions along the study period showed a continuous presence of males with a length between 17.4 mm and 24.2 mm FL (Fig. 3). The size range of females during the studied period was shorter and scarcer than males (autumn as the prime example), and both sexes showed a variable occurrence of specimens longer than 25 cm FL (Fig. 3).

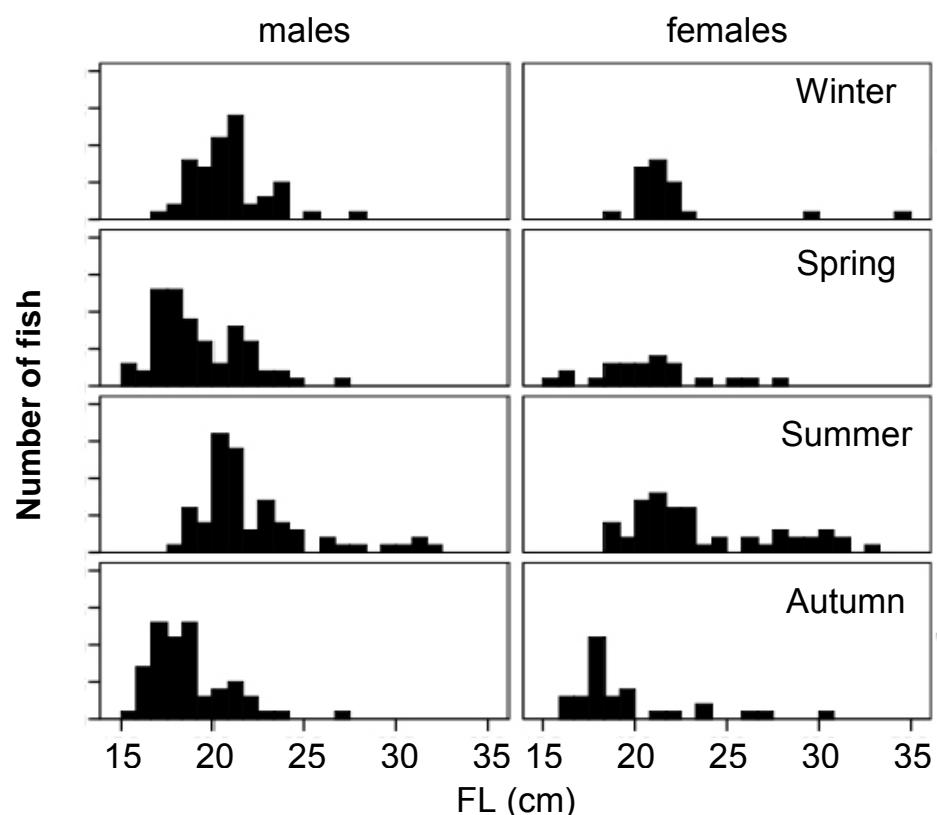


Figure 3. Length-frequency distributions of males (a) and females (b) in each season during the study period.

Modal progression in each age cohorts and size frequency structure were examined in monthly and seasonally samples during the study period. Moreover, depending on the data obtained in the reading scales, the annulus began to appear in the February and extended to March, and because the majority of individuals caught in March already had the annulus formed, the transition from winter to spring (from February to March) was taken as a birth month.

The annual and seasonal growth rate were determined using mean length (FL) and eviscerated weights (EW) increments of the different cohorts (age-classes) caught during the study period. This analysis was restricted to fish with 4+, 5+, 6+ and 7+ years, because for these age-classes the estimated mean of FL and EW were obtained from a significant sample for each age-group higher than 10 specimens.

There was little difference in the growth rates between seasons. Non-significant growth rates were showed in autumn-winter and spring-summer, in fact, the growth period was short (2-3 months) after winter during spring, with a suggestion of a long non-growing period during the remainder of the annual cycle. There was a tendency towards a reduction in the seasonal growth rates with age, showing significant lower rates in the 6+ and 7+ age classes (Table I).

Table I. Annual and seasonal growth rates in fork length (GFL) and eviscerated weight (GEW) of the different cohorts established for the males and females of *Barbus callensis* in the Ksob dam (M'Sila). Only growth rates with significant differences ($P < 0.05$) between seasons in the same cohort and between cohorts are presented (ns: non significant growth rate).

Age-class	Seasonal growth					
	Autumn winter		Winter spring		Spring summer	
	GFL	GEW	GFL	GEW	GFL	GEW
Males						
4+	ns	ns	12.74	24.95	ns	ns
5+	ns	ns	11.63	31.18	ns	ns
6+	ns	ns	ns	18.09	ns	ns
7+	ns	ns	no-data		ns	ns
Females						
4+	no-data		16.76	30.19	ns	ns
5+	ns	ns	8.59	31.35	ns	ns
6+	ns	ns	4.13	ns	ns	ns
7+	ns	ns	ns	ns	ns	ns

	Annual growth rates				
	Age-classes	Males		Females	
		GFL	GEW	GFL	GEW
2006 Cohort	4+ - 5+	11.01	22.42	12.13	24.41
2005 Cohort	5+ - 6+	7.84	24.55	6.00	23.15
2004 Cohort	6+ - 7+	7.37	17.04	7.63	15.21

Some barbels in template waters have shown that asymptotic growth curves can be used to describe year-to-year growth rates (Winfield & Nelson 1991). In our population, the annual growth in length during the period from autumn 2010 to summer 2011 was higher in younger studied cohort just in the transition from 4+ to 5+ (2006 cohort; males GFL = 11.01 %, females GFL = 12.13 %) (Table I), although growth rate in eviscerated weight was also higher in the pass from 5+ to 6+ (2005 cohort, males GEW = 24.55 %, females GEW = 23.15 %) (Table I) which could reflect a qualitative change in body tissue.

The relationships between FL and EW (dependent variable) showed the best fit between length and weight (regression analysis $P < 0.05$) and were estimated separately for total specimens, males and females. However, there were no significant differences between sexes (ANCOVA $F(1,380) = 0.003$, $P = 0.958$ in the

slope) and no group presented differences over time in these relationships (season as a factor; total specimens ANCOVA $F(3,380) = 1.353$, $P = 0.257$ in the slope). Therefore, the FL-EW relationship was used for all individuals jointly ($b = 2.53 \pm 0.11$, 95% CL, $r^2 = 0.93$) to obtain the standarized residuals.

Significant changes were obtained in the temporal variation of somatic condition (Kr) for males (Kruskal-Wallis test; $H = 43.49$ df = 11 $P < 0.001$) and females ($H = 57.07$ df = 11 $P < 0.001$). A similar cycle was evident in both sexes, although a significant difference between sexes, with the lowest values for males and highest for females, was observed in May values (Fig. 4).

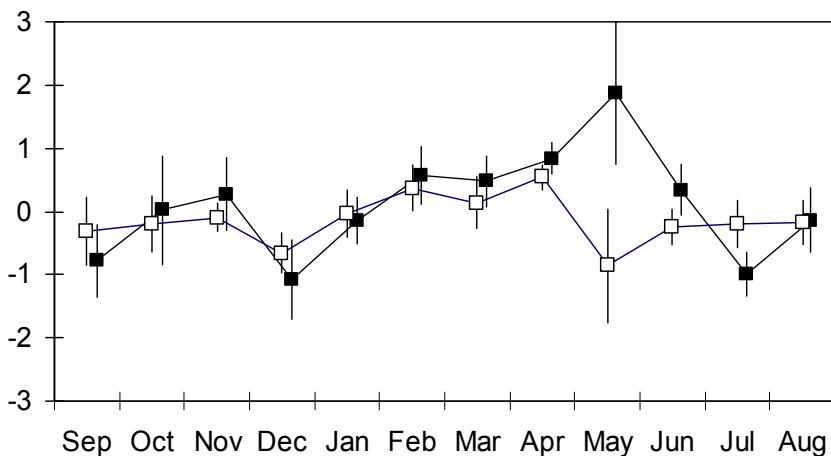


Figure 4. Seasonal variation in somatic condition of *Barbus callensis* population located in the Ksob reservoir. Data values for samples of five or more fish, males in white points and females in black.

Three phases could be identified in the condition cycle. The phase I (increase and high Kr values) took place from January to April in males, and one month more in females (from January to May) (Fig. 4), mainly coinciding with spring and reaching maximum values just at the end of this phase (in the April sample for males, $Kr = 0.54 \pm 0.19$; in the May sample for females, $Kr = 1.85 \pm 0.98$). The phase II (decreased Kr values) took place drastically during the end-spring in males and with less drastic drop in Kr values from May to July in females, coinciding with the species' spawning period in the reservoir (unpublished data) and in this area (Aberkane & Igner-Ouada 2011). Finally, the phase III (maintenance on the Kr values) took place during summer and autumn, when condition maintained values with low recovery until the sample of December. The species showed also the highest variation in somatic condition just after the reproduction in the Allal El Fassi reservoir (Bouhbouh 2002).

In short, the *Barbus callensis* inhabited in a small reservoir from the North of Algeria showed a wide age structure dominated by middle-age cohorts (4+ - 7+), no high growth rates were observed with slight differences between seasons a short growth period. Compared with other populations of this species which occurs in stream systems, the studied population is characterized by a high number of age groups, large sizes and dominance of males. The observed growth traits are typical of the barbel species located in more stable environments, where, for instance, adult mortality is lower and the population growth pattern is probably affected by the connectivity with streams which flows into the system.

Acknowledgements

Part of the Financial support was provided by University of M'Sila (Algeria). F. Memeche held two fellowships from the Ministere de L'enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique held to stay in the University of Murcia (Spain).

References

- Aberkane B & M Iguer-Ouada. 2011. Etude de la reproduction du Barbeu (*Barbus barbus callensis*). Editions Universitaires Europeenes. France.
- Azeroual A, AJ Crivelli, A Yahyaoui & M Dakki. 2000. L'ichtyofaune des eaux continentales du Maroc. *Cybium* 24 (Suppl. 3): 17-22.
- Berrebi P, MM Kraiem, I Doadrio, S El Gharbi & G Cattaneo-Berrebi. 1995. Ecological and genetic differentiation of *Barbus callensis* populations in Tunisia. *Journal of Fish Biology*, 47: 850-864.
- Bouhbouh S. 2002. Bio-écologie de *Barbus callensis* (Valencienne 1842) & *Barbus fritschii* (Günther 1874) au niveau du réservoir Allal El Fassi (Maroc). Doctoral Thesis. Université Sidi Mohamed Ben Abdellah. Fes, Morocco.
- Crivelli AJ. 2006. *Barbus callensis*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. www.iucnredlist.org. Downloaded on 11 September 2012.
- Kara HM. 2012. Freshwater fish diversity in Algeria with emphasis on alien species. *European Journal of Wildlife Research*, 58(1): 243-253.
- Kraiem MM & E Pattee. 1998. Salinity tolerance of the barbel, *Barbus callensis* Valenciennes, 1842 (Pisces, Cyprinidae) and its ecological significance. *Hydrobiologia*, 166: 263-267.
- Kraiem MM, Y Bouvet, E Pattee & H Persat. 1986. Etude des populations de barbeaux, *Barbus callensis* Valenciennes 1842, dans trois cours d'eau du nord-ouest de la Tunisie. *Archive du Hydrobiologie* 107(3): 411-422.
- Kraiem MM. 1996. The diet of *Barbus callensis* (Cyprinidae) in northern Tunisia. *Cybium* 20(1): 75-85.
- Penczak T & M Molinski. 1984. Fish production in Oued Sebaou, a seasonal river in North Algeria. *Journal of Fish Biology*, 25(6): 723-732.
- Winfield IJ & JS Nelson. 1991. Cyprinid fishes. Systematics, biology and exploitation. Fish & Fisheries Series 3. Chapman & Hall. London, UK.
- Wootton RJ. 1990. Ecology of Teleost Fishes. London: Chapman & Hall.

Efectos de la modificación hidromorfológica sobre el crecimiento y estado de condición de *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)

David Verdiell-Cubedo, Francisco J. Oliva-Paterna, Ana Ruiz-Navarro, Mar Torralva.

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100 Murcia. (verdiell@um.es)

RESUMEN

Los índices de crecimiento y condición son de gran utilidad en el seguimiento y evaluación de los efectos ambientales sobre el estado de poblaciones ícticas. El objetivo del presente trabajo fue analizar las posibles diferencias en el crecimiento y la condición de poblaciones de *Luciobarbus sclateri* en tres sectores fluviales con distintas condiciones de caudal y hábitat ripario, en la cuenca del río Segura.

El sector del río Mundo mostró una alteración del caudal muy elevada junto con unos valores de RQI muy bajos, si bien, los valores más elevados en crecimiento y condición se observaron en este sector. Esta situación probablemente refleja una respuesta adaptativa de la especie a las alteraciones hidromorfológicas. Estos resultados muestran la importancia de estudiar parámetros biológicos para evaluar los impactos antropogénicos sobre la ictiofauna nativa.

Palabras clave: Ríos mediterráneos, impactos antrópicos, caudales, ciprínidos, parámetros biológicos, plasticidad fenotípica.

ABSTRACT

Growth and condition indices are useful to assess and evaluate the effects of environmental conditions on fish populations. The objective of this study was to analyse the possible differences in growth and condition of *Luciobarbus sclateri* populations, inhabiting three river sectors with different flow and riparian habitat conditions in the Segura River basin.

Flow alteration was higher and RQI index was lower in the Mundo River. However, growth and condition indices were significantly higher in that sector. This situation was probably related to adaptive response of *L. sclateri* to altered hydromorphological conditions. Results emphasize the importance of studying biological traits to assess anthropogenic impacts on native fish fauna.

Key words: Mediterranean rivers, anthropogenic impacts, flows, cyprinids, biological traits, phenotypic plasticity.

INTRODUCCIÓN

Los ríos mediterráneos se caracterizan por estar sometidos a una fuerte variación estacional de sus caudales, alternando períodos de sequía, típicos de los meses de verano, junto con avenidas relacionadas con lluvias torrenciales, de intensidad variable y que pueden llegar a ser de gran magnitud. A esta gran variabilidad intraanual se superpone una variabilidad interanual, sumada a una variabilidad espacial relacionada con la presencia en un mismo sistema fluvial de tramos de aguas permanentes frente a tramos de aguas temporales (ríos intermitentes). Dichas peculiaridades ambientales hacen que las comunidades biológicas de los ríos mediterráneos hayan desarrollado estrategias que les confieren un elevado grado de singularidad y exclusividad (Gasith & Resh 1999).

En la cuenca mediterránea la intervención humana sobre los sistemas acuáticos epicontinentales es muy antigua, pero sus efectos se han visto agudizados durante las últimas décadas debido al incremento en la demanda de agua (Hooke 2006). La construcción de un gran número de embalses, la derivación de caudales, la canalización de los tramos medios y bajos de los ríos y el incremento de la contaminación orgánica e inorgánica de las aguas, han dado como resultado una profunda transformación de los mismos, con consecuencias muy negativas sobre la ictiofauna nativa (Hermoso & Clavero 2011).

La mayor parte de las cuencas fluviales de la Península Ibérica tienen un carácter mediterráneo por lo que las comunidades de peces nativos han evolucionado y se han estructurado en función de dicho marco ambiental (Magalhaes et al. 2003, Encina et al. 2006, Pires et al. 2010). Dicha coevolución ha dado lugar a que sus especies ícticas hayan desarrollado estrategias de vida exclusivas que, junto con su elevado grado de rareza y endemidad, determinan el elevado interés conservacionista que presentan estas comunidades (Clavero et al. 2004, Vinyoles & Sostoa 2007, Hermoso et al. 2009, Maceda-Veiga et al. 2010).

La modificación de los regímenes hidrológicos naturales es uno de los principales factores de amenaza sobre las poblaciones de peces nativos epicontinentales a nivel mundial (Richter et al. 2003). La modificación antrópica de los flujos naturales puede resultar en una simplificación del ecosistema fluvial, reduciendo la riqueza de especies nativas, modificando su distribución y abundancia, así como ciertos parámetros relacionados con la estrategia de vida de dichas especies (Torralva et al. 1997, Bernardo et al. 2003, Sánchez-Navarro et al. 2007, Benejam et al. 2010).

La Cuenca Hidrográfica del Segura es una cuenca fuertemente regulada, con más de 30 grandes presas que representan un volumen total de embalse de aproximadamente 1.141 hm³ frente a los 871 hm³ de recursos superficiales naturales que posee. Además, recibe anualmente un promedio de 340 hm³ a través del trasvase Tajo-Segura (en algunos años hasta 600 hm³) (CHS 2007). En este contexto, la intensa modificación de los regímenes hidrológicos naturales está considerada como uno de los principales factores de amenaza sobre las comunidades de peces de la cuenca (Andreu-Soler et al. 2006, Martínez-Morales et al. 2010, Verdiell-Cubedo et al. 2011).

Puesto que las especies ícticas de los ríos ibéricos mediterráneos están adaptadas a los regímenes hidrológicos naturales, cualquier alteración antrópica de este patrón puede estar provocando, a su vez, cambios en determinados parámetros de la biología de dichas especies. Así, los principales objetivos del presente estudio fueron: (1) analizar la variación espacial del crecimiento y el estado de condición del ciprínido nativo *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868) en tres sectores de la cuenca del río Segura con diferentes condiciones hidromorfológicas, y (2) evaluar las relaciones entre la alteración hidromorfológica y la variación en dichos parámetros biológicos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La Cuenca Hidrográfica del Segura se encuentra situada en el sureste de la Península Ibérica y tiene una superficie aproximada de 18.870 Km² (Fig. 1). Su clima es mediterráneo con características semiáridas en una gran superficie de su territorio con una precipitación media de 400 mm anuales. El sustrato geológico dominante son rocas calizas, aunque en muchas zonas son abundantes las margas. Si bien las zonas altas de la cuenca poseen usos del suelo forestales o cultivos de secano (cereales, almendros y olivos), las zonas situadas a menor altitud (Vegas Media y Baja del Segura, Campo de Cartagena) sostienen una intensa actividad agrícola dominada por el regadío intensivo de hortalizas, cítricos y otros frutales (CHS 2007).

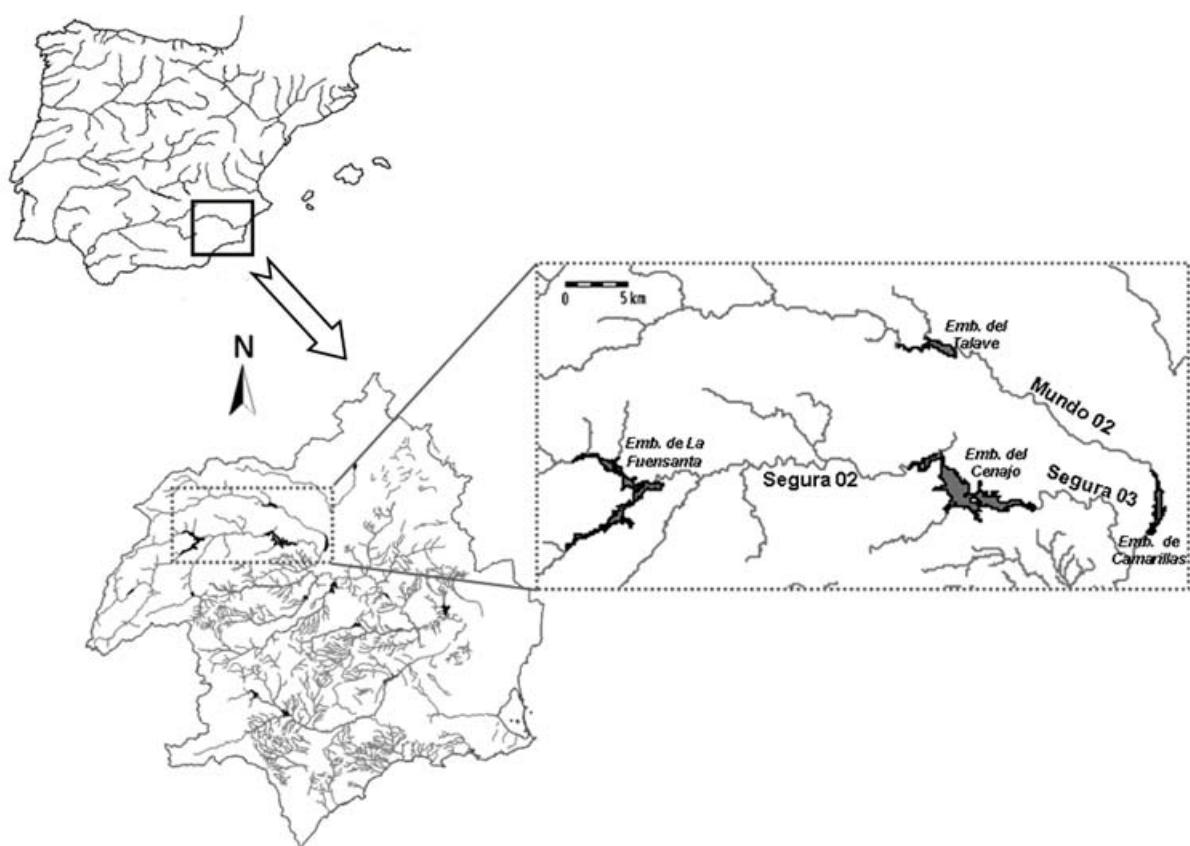


Figura 1. Cuenca Hidrográfica del Segura y localización de los sectores establecidos en el presente trabajo.

Los tramos de río o sectores objeto de estudio se localizaron en la zona alta de la cuenca y fueron los siguientes: 1) Sector Mundo 02 (MUN02), tramo del río Mundo localizado entre el embalse del Talave (receptor de las aguas del trasvase Tajo-Segura) y el embalse de Camarillas; 2) Sector Segura 02 (SEG02), tramo del río Segura localizado entre el embalse de La Fuensanta y el embalse del Cenajo; 3) Sector Segura 03 (SEG03), tramo del río Segura localizado entre el embalse del Cenajo y la confluencia del río Mundo con el río Segura (Fig. 1).

Metodología de campo y laboratorio

El periodo de muestreo se desarrolló durante los meses de octubre y noviembre del año 2009. En cada uno de los sectores de estudio se establecieron tres localidades de muestreo representativas de las condiciones generales del hábitat fluvial características del sector. Cada una de las localidades consistió en un tramo de río

de unos 100 m de longitud donde se realizó una valoración de la calidad del hábitat fluvial mediante la aplicación del índice RQI “Riparian Quality Index” (González del Tánago et al. 2006).

La metodología de pesca consistió en la realización de muestreos cuantitativos mediante pesca eléctrica con un voltaje de 200-400 V e intensidad de 2,0-3,5 A (ver Zamora et al. 2009). Los ejemplares de *L. sclateri* capturados fueron anestesiados con benzocaína y, para cada una de las localidades, se obtuvo una muestra de 25-30 ejemplares que fueron conservados en formol al 10%. Además, se obtuvo una muestra adicional de 3-4 ejemplares por localidad (10 ejemplares por sector) que fueron conservados en nitrógeno líquido para los análisis de composición bioquímica. En el laboratorio se tomaron medidas individuales de longitud furcal ($LF \pm 1$ mm), peso total ($PT \pm 0,1$ g), peso eviscerado ($PE \pm 0,1$ g) y peso del hígado ($PH \pm 0,001$ g), así como del sexo de los ejemplares (macho, hembra, indeterminado).

De cada ejemplar se obtuvo una muestra de 4-6 escamas para la determinación de la edad. Las escamas fueron examinadas mediante una lupa Leica MZ 9.5 con cámara digital incorporada. La distancia desde el foco de la escama a cada uno de los anillos de crecimiento fue determinada mediante el software LAS V 3.5.0.

En el análisis bioquímico los ejemplares fueron homogenizados y analizados por duplicado. Los valores de proteína se calcularon mediante el método de Kjeldahl utilizando el factor de conversión 6,25. Los lípidos totales se extrajeron con etil-éter utilizando un extractor SOXTEC System HT6. La determinación de cenizas se realizó en horno eléctrico a 450 ± 2 °C y el contenido en agua (humedad) se determinó por secado a peso constante en estufa a 105 ± 1 °C.

Análisis de datos

La condición somática y hepática se analizaron mediante el análisis de la covarianza (ANCOVA), utilizando el peso total, peso eviscerado y peso del hígado como variables dependientes, la longitud furcal como covariante (todas con transformación logarítmica) y el sector como factor fijo. Los valores promedio estimados por el ANCOVA fueron utilizados como índices de condición para la comparación entre sectores fluviales.

El análisis del retrocálculo se ha realizado aplicando el criterio de Bagenal & Tesch (1978). El cálculo de las tasas instantáneas de crecimiento en longitud (g) se realizó según Wootton (1998).

Las posibles diferencias en los parámetros bioquímicos entre sectores (% peso húmedo, transformación arcoseno), así como en las longitudes medias retrocalculadas, fueron analizadas mediante el test de ANOVA y el post-hoc de Tukey. Del mismo modo, la relación entre la longitud furcal (LF) y el radio de la escama (RT) fue analizada mediante el análisis de la covarianza (ANCOVA).

La caracterización de los regímenes hidrológicos de los distintos sectores se realizó a partir de los datos aportados por las estaciones de aforo que posee la Confederación Hidrográfica del Segura (CHS), para un periodo de tiempo comprendido entre el 1 de enero de 2000 y el 31 de diciembre de 2009. Las estaciones de aforo escogidas se localizaron aguas abajo y a pie de presa de cada uno de los embalses que delimitan por su zona superior a los sectores de estudio (p.e. sector Mundo 02-embalse del Talave). Para la estimación de los regímenes naturales (caudales estimados) se realizó el cálculo a partir de las aportaciones que recibió cada uno de estos embalses durante el periodo 2000-2009.

RESULTADOS

En el análisis de la condición somática y hepática de *L. sclateri* se constató la homogeneidad de las pendientes de las regresiones LF-PT, LF-PE y LF-PH entre sectores (Tabla I). Por otro lado, se detectaron diferencias

significativas en los valores promedio estimados del PT, PE y PH en función del sector (Tabla I), mostrando una condición somática significativamente mayor en los sectores MUN02 y SEG03 (Fig. 2), y una condición hepática superior en el sector SEG03 con respecto al resto (Fig. 2).

Tabla I. Resultados de los ANCOVAs de las relaciones L_F-P_T, L_F-P_E y L_F-P_H de *Luciobarbus sclateri* en el área de estudio.

	F	gl	P
Peso total			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	20533,74	1	<0,001
Sector	2,29	2	0,104
Longitud x sector	1,64	2	0,196
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	26145,83	1	<0,001
Sector	20,09	2	<0,001
Peso eviscerado			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	21999,84	1	<0,001
Sector	2,31	2	0,102
Longitud x sector	1,49	2	0,228
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	27195,74	1	<0,001
Sector	14,76	2	<0,001
Peso hígado			
Diseño preliminar (interacción)			
Longitud	944,97	1	<0,001
Sector	1,38	2	0,254
Longitud x sector	2,25	2	0,108
Diseño final (sin interacción)			
Longitud	1203,26	1	<0,001
Sector	13,69	2	<0,001

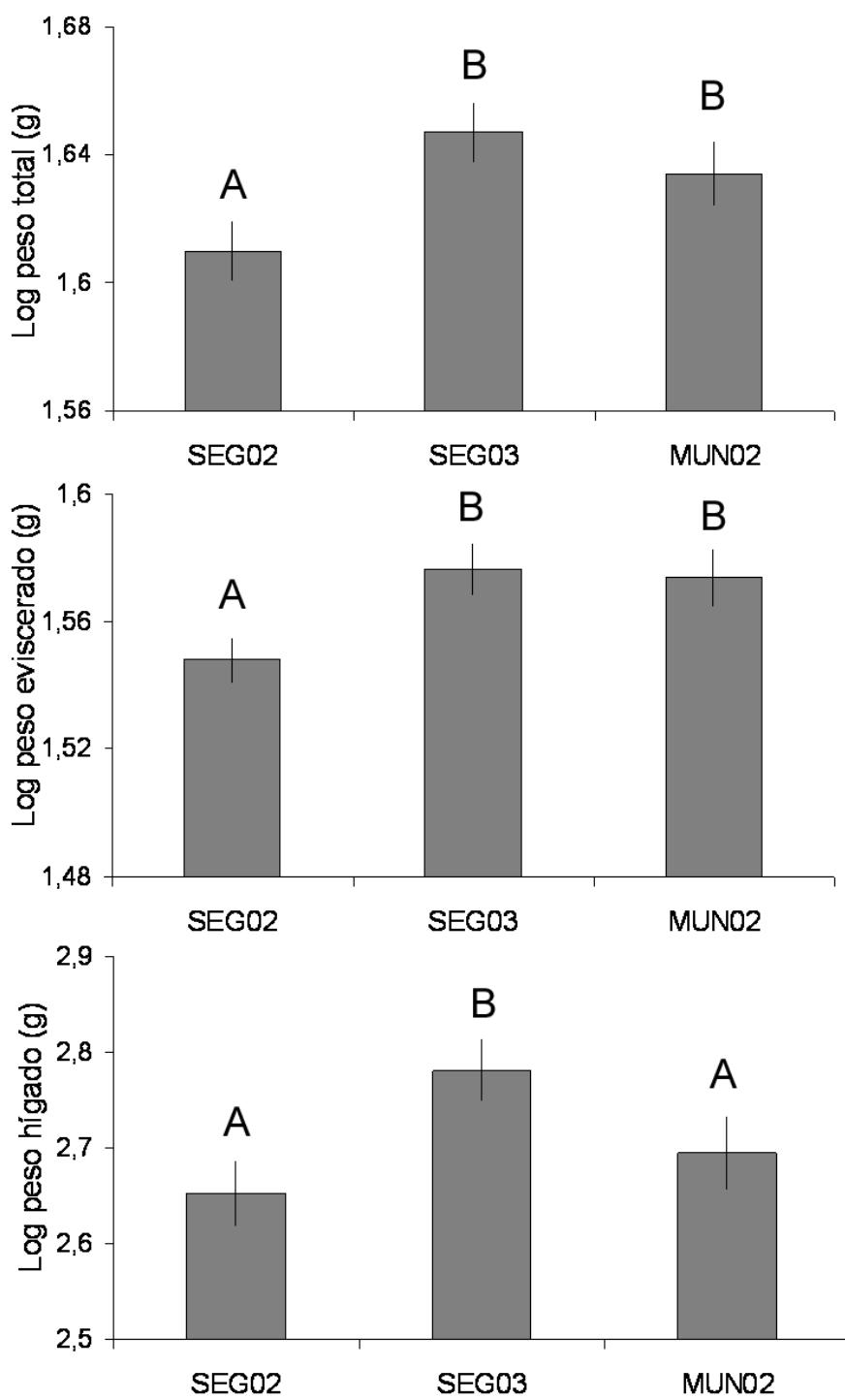


Figura 2. Valores promedio de la condición somática (\pm L.C. 95%) y la condición hepática (\pm L.C. 95%) de *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. La presencia de diferencias significativas entre grupos (test de Bonferroni) se indica mediante letras.

En la relación entre la longitud furcal (LF) y el radio de la escama (RT), no se detectaron diferencias significativas entre machos ($n = 95$) y hembras ($n = 72$) (ANCOVA: $F = 0,475$, $P = 0,492$), por lo que ambos fueron tratados de forma conjunta. La regresión lineal LF-RT resultó significativa para todos los sectores

(MUN02: $R^2 = 0,88$, $P < 0,001$; SEG02: $R^2 = 0,93$, $P < 0,001$; SEG03: $R^2 = 0,92$, $P < 0,001$), sin embargo la constante resultó no significativa en todos los casos ($P > 0,05$), por lo que la ecuación del retrocálculo aplicada a cada uno de los sectores fue: $\ln = R_n / RT$, siendo \ln la longitud a la edad “n”, RT el radio total de la escama y R_n el radio de la escama a la edad “n”. En la Tabla 2 se muestran las longitudes retrocalculadas en cada uno de los sectores para los ejemplares con edades inferiores a 7+.

Tabla 2. Longitudes medias retrocalculadas (mm), incremento anual en longitud y tasas instantáneas de crecimiento de *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. Los números romanos indican las edades a las que han sido retrocalculadas las longitudes. g: tasa instantánea de crecimiento.

MUN02	n	Longitud furcal (mm)					
		I	II	III	IV	V	VI
I+	3	44,2					
2+	4	46,3	76,0				
3+	3	60,3	90,7	121,5			
4+	21	49,0	77,2	113,6	153,8		
5+	14	50,1	77,4	110,2	140,4	167,5	
6+	2	52,0	83,1	112,6	138,6	169,4	193,8
7+	2	61,5	109,1	147,6	185,9	216,0	249,9
Media		50,4	79,9	114,6	149,1	172,1	209,4
L.C. 95%		2,1	3,9	5,6	6,4	9,8	90,4
Incremento			34,6	34,5	23,2	37,3	37,5
g		0,46	0,36	0,26	0,14	0,2	0,16
SEG02							
I+	0						
2+	1	56,2	91,7				
3+	2	44,4	70,0	107,0			
4+	26	46,6	73,0	101,1	124,7		
5+	14	45,6	67,7	90,2	118,9	144,5	
6+	5	50,1	75,3	104,6	130,7	164,3	200,1
7+	2	46,3	71,2	93,4	114,5	152,1	180,2
Media		46,8	71,9	98,1	123,2	150,3	193,3
L.C. 95%		1,4	2,2	3,0	3,7	8,1	43,3
Incremento			26,2	25,0	27,1	43,1	15,4
g		0,43	0,31	0,23	0,20	0,25	0,08
SEG03							
I+	9	48,7					
2+	7	48,8	68,2				
3+	21	48,7	77,6	100,4			
4+	21	42,0	66,1	88,9	106,8		
5+	5	49,8	70,7	90,9	115,1	135,5	
6+	5	52,7	79,2	103,9	129,3	148,0	162,0
7+	3	47,7	71,3	96,1	115,5	136,9	151,9
Media		47,0	71,9	95,2	112,1	140,6	158,2
L.C. 95%		1,4	2,5	3,7	5,3	13,6	22,7
Incremento			23,3	16,9	28,5	17,6	8,7
g		0,42	0,28	0,16	0,23	0,12	0,05

El test de ANOVA mostró diferencias significativas entre sectores para las longitudes retrocalculadas en las edades I a VI (I: $F = 5,71$, $P < 0,01$; II: $F = 9,97$, $P < 0,001$; III: $F = 24,47$, $P < 0,001$; IV: $F = 52,46$, $P < 0,001$; V: $F = 10,87$, $P < 0,001$; VI: $F = 5,70$, $P < 0,01$), sin embargo no se detectaron diferencias en la edad VII ($F = 2,99$, $P > 0,05$). El sector MUN02 mostró longitudes retrocalculadas superiores con respecto a los otros dos sectores para las edades comprendidas entre I y V (post-hoc de Tukey: $P < 0,01$) (Tabla 2). Para la edad VI, la longitud retrocalculada fue significativamente mayor en MUN02 con respecto a SEG03 (post-hoc de Tukey: $P < 0,05$), no existiendo diferencias significativas entre MUN02 y SEG02 y entre SEG03 y SEG02 (post-hoc de Tukey: $P > 0,05$).

El cálculo de las tasas instantáneas de crecimiento reveló mayores tasas para los ejemplares del sector MUN02 durante los tres primeros años de vida (Tabla 2).

El contenido proteico y contenido en agua mostraron diferencias significativas en función del sector (ANOVA: $F = 26,97$, $P < 0,001$; $F = 3,53$, $P < 0,05$, respectivamente). El contenido en proteínas fue significativamente mayor en los ejemplares capturados en el sector MUN02 con respecto a los otros sectores, siendo menor en el sector SEG02 (Fig. 3). No se detectaron diferencias significativas para el contenido en lípidos y cenizas (ANOVA: $F = 0,97$, $P > 0,05$; $F = 0,01$, $P > 0,05$, respectivamente) (Fig. 3).

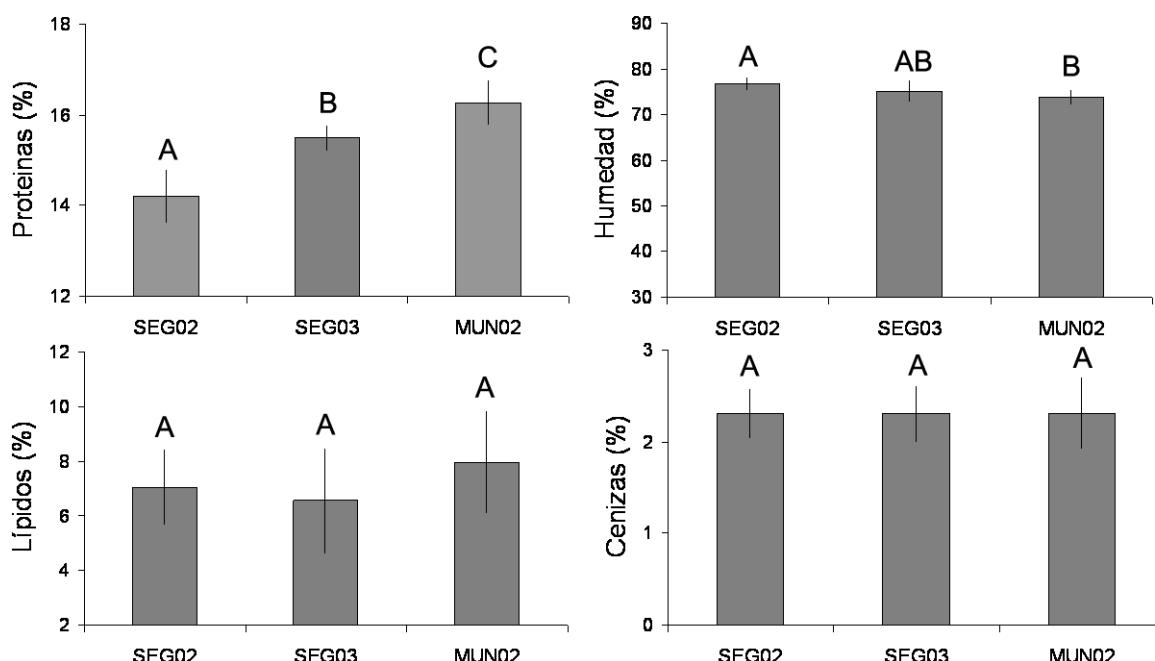


Figura 3. Valores promedio (\pm L.C. 95%) de los parámetros bioquímicos (% peso húmedo) para *Luciobarbus sclateri* en cada uno de los sectores de estudio. La presencia de diferencias significativas entre grupos (post-hoc de Tukey) se indica mediante letras.

Con respecto a la caracterización hidrológica, el caudal promedio anual en el sector MUN02 (14,3 m³/s) fue mucho más elevado que en los sectores SEG02 (4,3 m³/s) y SEG03 (4,8 m³/s). Cabe destacar el importante incremento de los caudales circulantes en el sector MUN02, ya que el caudal promedio estimado es 2,4 m³/s. Además, la variabilidad de los caudales mensuales para este sector resultó mucho más elevada que para el resto de sectores (Fig. 4), registrándose la menor variabilidad mensual en el sector SEG02 (Fig. 4).

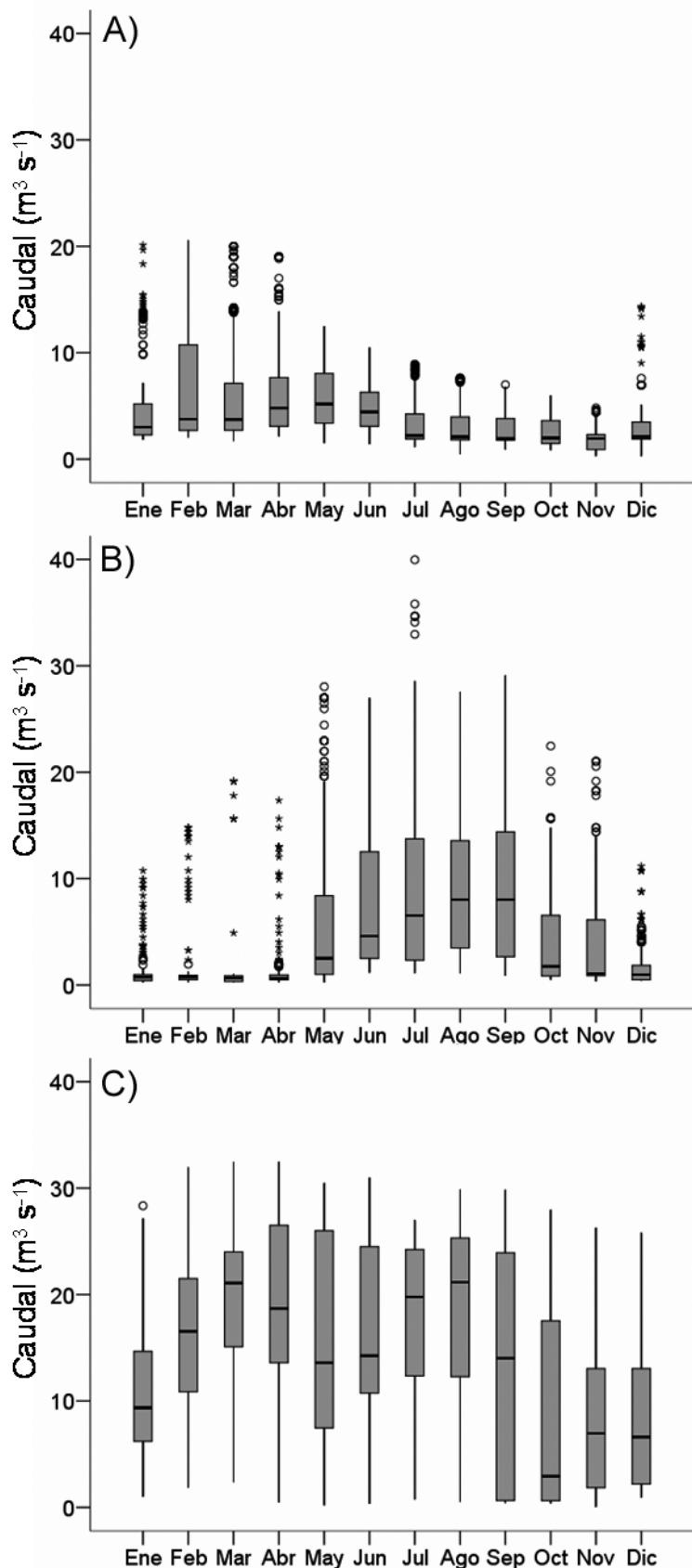


Figura 4. Box-plots para los caudales mensuales (periodo 2000-2009) en cada uno de los sectores objeto de estudio. A) SEG02; B) SEG03; C) MUN02.

En la Fig. 5 se representa la desviación mensual de los caudales circulantes con respecto a los caudales estimados para cada uno de los sectores. El sector MUN02 presentó durante todos los meses del año un caudal muy superior a su régimen natural, especialmente durante los meses de marzo a agosto, en los que la alteración de caudal superó los 15 m³/s (Fig. 5). Por otro lado, el sector SEG03 mostró una reducción de caudal durante los meses de diciembre a abril, meses durante los cuales el caudal se redujo en 5 m³/s respecto al caudal estimado para este sector. Este patrón se invierte a partir del mes de mayo, ya que durante los meses de junio a septiembre el caudal fue superior en unos 5 m³/s (Fig. 5). El caudal circulante en el sector SEG02 mostró una menor alteración respecto al caudal estimado, siendo ligeramente inferior durante los meses de noviembre a enero y algo superior de junio a agosto (Fig. 5).

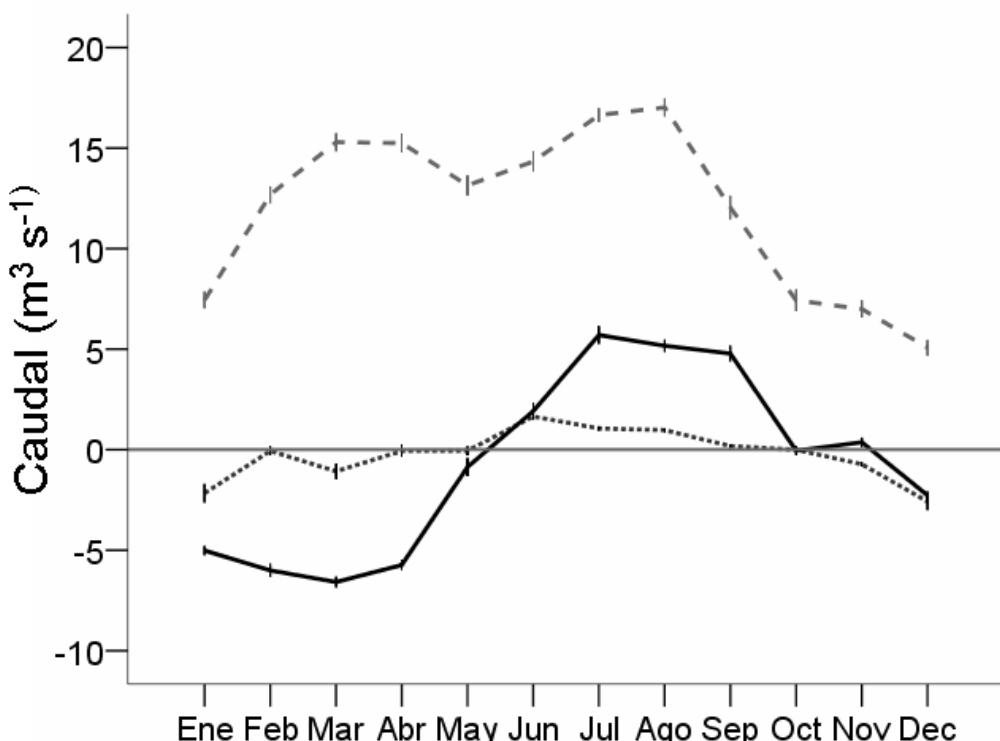


Figura 5. Alteración de los caudales mensuales (periodo 2000-2009) en cada uno de los sectores objeto de estudio (el valor 0 indica no alteración). SEG02: línea punteada; SEG03: línea continua; MUN02: línea discontinua.

Los valores promedio obtenidos para el índice RQI en el sector MUN02 ($44,0 \pm 8,3$) fueron inferiores con respecto a los obtenidos en los sectores SEG02 ($82,4 \pm 11,8$) y SEG03 ($71,2 \pm 4,6$). Las bajas puntuaciones obtenidas en MUN02 se deben mayormente a la presencia de una fuerte incisión de su cauce, es decir, existe una reducción muy importante de la conectividad lateral y la estructura de la orilla presenta signos evidentes de degradación.

DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran diferencias significativas en la condición, crecimiento y composición bioquímica de las poblaciones de *L. sclateri* en función de los sectores establecidos. Además, se ha constatado la presencia de importantes diferencias en las características hidromorfológicas presentes en los mismos, siendo el sector perteneciente al río Mundo el que mostró una mayor alteración de sus caudales y una mayor degradación del hábitat ripario. El hecho de que en este sector el caudal circulante sea 6 veces superior al

caudal natural, debido a los aportes que recibe este río a través del trasvase Tajo-Segura, ha provocado una incisión severa de su cauce. Esta circunstancia se refleja en una reducción importante de la conectividad lateral de la ribera con el cauce y, en definitiva, en una menor disponibilidad de refugio para la ictiofauna frente a los caudales extremadamente elevados y variables que sufre este sector fluvial.

En relación a los resultados sobre la condición y la composición bioquímica, se observó que en los sectores con mayor alteración hidromorfológica (MUN02 y SEG03), tanto la condición somática como el contenido proteico fueron superiores con respecto al sector que mostró unas condiciones de hábitat ripario y caudal menos alteradas (SEG02). Probablemente, esta situación está relacionada con cambios morfológicos y de composición bioquímica en individuos de la especie, como por ejemplo un incremento de la masa muscular en ejemplares de poblaciones que están sujetas a velocidades del agua muy elevadas (Johnston 2006, Langerhans 2008).

Por otro lado, los resultados muestran mayores tasas de crecimiento en edades tempranas (I-III) para las poblaciones de *L. sclateri* en el sector del río Mundo. Las condiciones existentes en este tramo, con caudales muy elevados y escasez de refugio, forzaría a los individuos más jóvenes de la población a incrementar sus tasas de crecimiento, para así alcanzar un determinado tamaño que les permita resistir dichas condiciones ambientales. Aspecto constatado en otras poblaciones de la especie objeto de estudio (Torralva et al. 2007).

Los resultados expuestos indican la presencia de plasticidad fenotípica en *L. sclateri*, circunstancia que le permitiría adaptarse a condiciones hidrológicas muy diversas (Torralva et al. 1997). No obstante, si bien esta diferenciación fenotípica puede conferirle cierta capacidad de adaptación individual a condiciones hidromorfológicas fuertemente alteradas, trabajos previos realizados en el área de estudio ponen de manifiesto el precario estado de conservación que muestran poblaciones de la especie en determinados sectores fluviales de la Cuenca Hidrográfica del Segura (Martínez-Morales et al. 2010, Verdiell-Cubedo et al. 2011).

AGRADECIMIENTOS

Nuestro agradecimiento a la fundación SENECA por la financiación del proyecto “Efecto de la modificación antrópica del régimen hídrico sobre los peces epicontinentales nativos y exóticos de la cuenca del río Segura”, que ha permitido la realización de este estudio. Así mismo, queremos mostrar nuestro agradecimiento a Inmaculada Martínez y Diego Castejón por su inestimable ayuda en los trabajos de campo y laboratorio.

BIBLIOGRAFÍA

- Andreu-Soler A, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D, Egea-Serrano A, Ruiz-Navarro A & Torralva M. 2006. Peces continentales de la Región de Murcia (SE Península Ibérica): inventario y distribución. Zoologica Baetica 17: 11-31.
- Bagenal T & Tesch FW. 1978. Age and Growth. En: Methods for assessment of fish production in fresh waters T. Bagenal (ed): London, Blackwell Scientific Publications, 101–136.
- Benejam L, Angermeier PL, Munné A & García-Berthou E. 2010. Assessing effects of water abstraction on fish assemblages in Mediterranean streams. Freshwater Biology 55: 628-642.
- Bernardo JM, Ilhéu M, Matono P & Costa AM. 2003. Interannual variation of fish assemblage structure in a Mediterranean river: implications of streamflow on the dominance of native or exotic species. River Research and Applications 19: 521-532.
- CHS, Confederación Hidrográfica del Segura-Ministerio de Medio Ambiente. 2007. Estudio general sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura. Versión 4.

Clavero M, Blanco-Garrido F & Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 575-584.

Encina L, Rodríguez-Ruiz A & Granado-Lorencio C. 2006. The Iberian ichthyofauna: ecological contributions. *Limnetica* 25 (1-2): 331-350.

Gasith A & Resh VH. 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51-81.

González del Tánago M, García de Jalón D, Lara F & Garilleti R. 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143: 97-108.

Hermoso V & Clavero M. 2011. Threatening processes and conservation management of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Marine and Freshwater Research* 62: 244-254.

Hermoso V, Linke S & Prenda J. 2009. Identifying priority sites for the conservation of freshwater fish biodiversity in a Mediterranean basin with a high degree of threatened endemics. *Hydrobiologia* 623: 127-140.

Hooke JM. 2006. Human impacts on fluvial systems in the Mediterranean region. *Geomorphology* 79: 311-335.

Johnston IA. 2006. Environment and plasticity of myogenesis in teleost fish. *Journal of Experimental Biology* 209: 2249-2264.

Langerhans RB. 2008. Predictability of phenotypic differentiation across flow regimes in fishes. *Integrative and Comparative Biology* 48: 750-768.

Maceda-Veiga A, Monleon-Getino A, Caiola N, Casals F & Sostoa A. 2010. Changes in fish assemblages in catchments in north-eastern Spain: biodiversity, conservation status and introduced species. *Freshwater Biology* 55: 1734-1746.

Magalhaes MF, Schlosser IJ & Collares-Pereira MJ. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. *Journal of Fish Biology* 63:300-317.

Martínez-Morales I, Oliva-Paterna FJ, Verdiell-Cubedo D & Torralva M. 2010. Inventario y estado de conservación de la fauna piscícola en la cuenca alta del río Segura (SE Península Ibérica). *Anales de Biología* 32: 47-58.

Pires DF, Pires AM, Collares-Pereira MJ & Magalhaes MF. 2010. Variation in fish assemblages across dry-season pools in a Mediterranean stream: effects of pool morphology, physicochemical factors and spatial context. *Ecology of Freshwater Fish* 19: 74-86.

Richter D, Mathews R, Harrison D & Wigington R. 2003. Ecologically sustainables water management: managing river flows for ecological integrity. *Ecological Applications* 13: 206-224.

Sánchez-Navarro R, Stewardson M, Breil P, García de Jalón D & Eisele M. 2007. Hydrological impacts affecting endangered fish species: a Spanish case study. *River Research and Applications* 23: 511-523.

Torralva M, Puig MA & Fernández-Delgado C. 1997. Effect of river regulation on the life-history patterns of *Barbus sclateri* in the Segura river basin (south-east Spain). *Journal of Fish Biology* 51: 300-311.

Verdiell-Cubedo D, Oliva-Paterna FJ, Martínez-Morales I, & Torralva M. 2011. Efectos de la modificación antrópica de los regímenes hidrológicos naturales sobre poblaciones de ciprínidos bentónicos de la Península Ibérica. En *Actas del VII Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*. Talavera de la Reina.

Vinyoles D & Sostoa A. 2007. Life-history traits of the endangered river blenny *Salaria fluviatilis* (Asso) and their implications for conservation. *Journal of Fish Biology* 70: 1088-1108.

Wootton RJ. 1998. *Ecology of teleost fishes*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Zamora L, Vila A & Naspleda J. 2009. La biota de los ríos: los peces. En *Conceptos y técnicas en ecología fluvial* A. Elosegi y S. Sabater (coords):, Bilbao, Fundación BBVA, 271-291.

Seguimiento de la migración descendente de esguines de salmón *Salmo salar* (Linnaeus, 1758) en el río Urumea.

Iker Azpiroz, Sergio Gaspar

Ekolur Asesoría Ambiental SLL. 20180. Oiartzun (Gipuzkoa). (iker@ekolur.com)

RESUMEN

Durante los años 2010 y 2011 se realiza por vez primera el seguimiento de la migración de esguines de salmón atlántico mediante un capturadero (screwtrap) instalado en el canal de derivación del último obstáculo en sentido descendente del río Urumea. Se obtiene una primera estimación de la capturabilidad y del número de esguines en migración (escape). Se observan diferencias en las características biométricas y períodos de migración de los esguines dependiendo de su origen (salvaje o repoblación). Este seguimiento debería tener continuidad ya que aporta información relevante para la gestión y conocimiento de la biología y dinámica de esta población situada en límite sur de distribución.

Palabras clave: *Salmo salar*, esguín, migración, Urumea, screwtrap, escape

ABSTRACT

During 2010 and 2011 a rotary screw trap operated for the first time in the abstraction channel of the last obstacle downstream in Urumea river with the objective of monitoring the migration of atlantic salmon smolts. This monitoring enables a first estimation of catchability and total number of migrating smolts (escapement). Differences in biometric characteristics and run timing of smolts were observed depending on their origin (wild or hatchery). This monitoring should be continued in the future as it provides relevant information for the management and knowledge of the biology and dynamic of this population located in the southern limit of the species' distribution.

Key words: *Salmo salar*, smolt, migration, Urumea, screwtrap, escapement

INTRODUCCIÓN

El salmón atlántico habitaba en todas las principales cuencas de Gipuzkoa y se extinguió en todas ellas, excepto en la cuenca del Bidasoa (compartida con la Comunidad Foral de Navarra) entre finales del siglo XIX y primera mitad del siglo XX. Las tres causas más importantes en su extinción fueron la construcción de obstáculos o azudes hidroeléctricos, que fueron relegando al salmón a zonas cada vez más bajas, la sobre pesca, y la contaminación del agua, ocasionada principalmente por los vertidos de la industria papelera. En el caso concreto de la cuenca del Urumea la especie desaparece en el año 1940 (Ekolur & DFG 2006).

Durante los años posteriores era relativamente frecuente observar algunos ejemplares erráticos que penetraban en el curso bajo de los ríos y consiguientemente morían debido a la pésima calidad del agua, lo que en consonancia con la puesta en marcha de Planes de Saneamiento y mejora en la calidad del agua, motivó la redacción de por parte de la Diputación Foral de Gipuzkoa de un Plan de Reintroducción del salmón atlántico en las cuencas del Urumea (1987-88) y Oria (1995). Como consecuencia de la puesta en marcha de este plan y de la entrada natural de salmones, la especie recoloniza la cuenca del Urumea, se constata su reproducción ininterrumpida anualmente y desde la puesta en marcha de una estación de captura de adultos en el curso bajo en el año 1993, la población controlada en ella durante el periodo 1994-2011 es como promedio de 79 reproductores, mientras que en los dos últimos años 2010 y 2011 la población controlada es de 223 y 187 adultos respectivamente (Ekolur SLL & DFG 2011).

En relación con el proyecto “BIDUR”: Gestión transfronteriza compartida de las cuencas de los ríos Bidasoa y Urumea (POCTEFA INTERREG IV A 2007-2013), cofinanciado por el Fondo FEDER y que cuenta con la participación de varias entidades (Diputación Foral de Gipuzkoa, HAZI Konsultoria-anteriormente IKT S.A., Gobierno de Navarra, Gestión Ambiental, Viveros y Repoblaciones de Navarra, S.A. y Consejo General de los Pirineos Atlánticos) se llevó a cabo, a través de una de las acciones incluidas en dicho proyecto, el “Estudio de movimientos ascendente y descendente de las poblaciones de peces en el río Urumea” durante el periodo 2010-2012. Este estudio abarca por una parte la problemática y análisis de la permeabilidad ascendente de trucha y salmón en la cuenca, mientras que por otra realiza por vez primera un seguimiento de la migración descendente de esguines de salmón mediante un capturadero portátil (screwtrap) instalado en el canal de derivación de la Papelera Zikuñaga S.A., último obstáculo en sentido descendente.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca del Urumea, localizada al noreste de la península ibérica en el cantábrico oriental y compartida entre el Territorio Histórico de Gipuzkoa y la Comunidad Foral de Navarra. La cuenca del Urumea tiene una superficie de 272 km², el eje principal del Urumea tiene una longitud total de 57 km y el afluente de mayor entidad es el Añarbe, que genera una cuenca vertiente de unos 64 km² y cuyo río tiene una longitud de 23 km. La cuenca del Urumea tiene una elevada pluviometría, el promedio de precipitación en la cuenca casi llega a los 2.200 mm anuales, superando los 2.500 mm anuales en la cabecera. El caudal específico del río Urumea es de 47 l/s/km² y la cuenca aporta anualmente cerca de 400 Hm³.

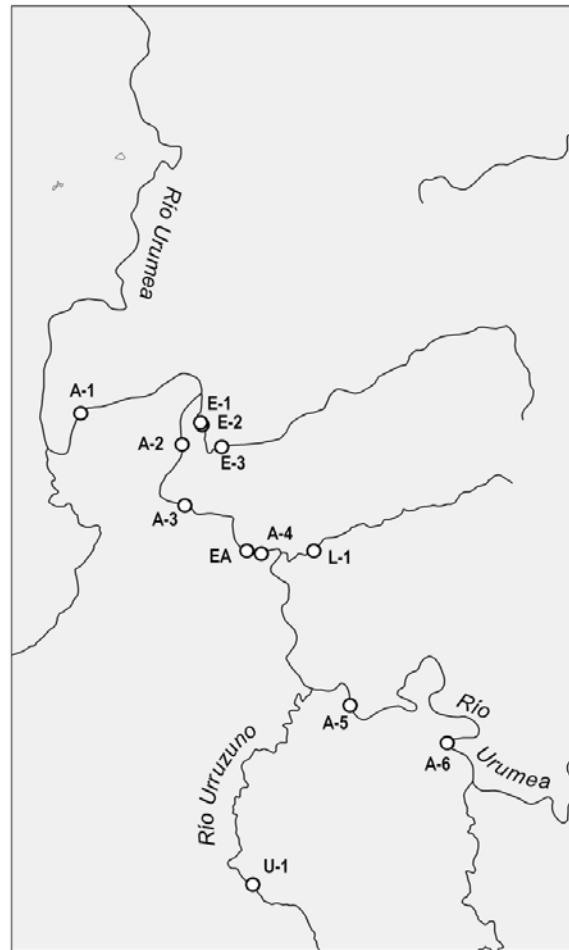
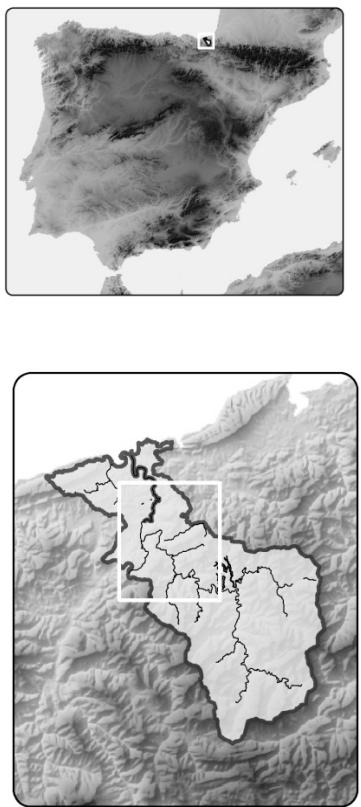


Figura 1. Situación de la zona de estudio.

En el ámbito de estudio se incluyen un total de 7 azudes en el curso principal del Urumea “Fig.1”, provistos todos ellos de escalas de artesas sucesivas para el paso de la fauna piscícola y asociados a aprovechamientos hidroeléctricos, excepto el azud de Elorribi (A-1), cuyo aprovechamiento es principalmente industrial (Papelera Zikuñaga S.A.). Los obstáculos localizados en tributarios no se encuentran equipados con dispositivos de paso, tampoco la presa del embalse de abastecimiento del Añarbe, que impide el acceso al mayor tributario de la cuenca. Los 7 azudes del río Urumea se encuentran en un tramo de tan sólo 17,6 km de longitud, lo que corresponde a una densidad de 0,4 azudes/km. Este valor coincide con la densidad media de obstáculos para los ríos del norte peninsular, que es de 0,46 azudes/km, con un rango de 0,15-1,16 azudes/km (Alvarez et al., 2003; Tamés et al., 2003).

El área accesible para el salmón lo marca el azud de Santiago (A-6), sexto obstáculo en sentido ascendente e infranqueable para el salmón y la especie se reproduce y distribuye tanto en este tramo accesible como en la regata Urruzuno. Aguas arriba del azud de Santiago se realizan las repoblaciones con alevines de salmón con origen en piscifactoría o reproducción artificial a partir de adultos controlados en la estación de captura de Elorribi, localizada en el primer azud en sentido ascendente (A-1).

Periodo de estudio

El control y seguimiento de la migración descendente de esguines se lleva a cabo en dos campañas consecutivas durante los años 2010 y 2011. En el año 2010 la puesta en marcha o instalación del capturadero móvil se retrasa mientras que en 2011 se cubre por vez primera el periodo completo de migración. En 2010 el capturadero se encuentra en funcionamiento durante de 62 jornadas, desde el día 16 de abril hasta el día 16 de junio, abarca aproximadamente la mitad del periodo migrador de la especie, mientras que en 2011 está en funcionamiento durante todo el periodo de migración, un total de 105 jornadas, desde el día 3 de marzo hasta el día 15 de junio. El capturadero funciona durante las 24 horas del día a lo largo de todo el periodo de estudio y no se registran incidencias que detengan este funcionamiento. En cada campaña la frecuencia de visita y manejo en el capturadero es diaria excepto los fines de semana y festivos.

Metodología

El control y seguimiento de la migración descendente de esguines se basa en la captura de una fracción de la población migradora mediante un capturadero móvil (screwtrap). Este capturadero se instala en el canal de derivación del último aprovechamiento en sentido descendente, la Papelera Zikuñaga S.A. (A-I). El capturadero móvil es una especie de jaula flotante que consta de un rotor en forma de cono, con un diámetro de 1,5 m, que se sitúa a contra corriente y gira constantemente por efecto de la corriente de agua. En consecuencia, los peces en su descenso se introducen en él y desembocan en una jaula o caja situada detrás del cono. Los peces se acumulan en la caja y pueden ser capturados fácilmente.

Uno de los principales objetivos de este control es el de estimar la población de esguines que migra al mar cada año. La estimación del tamaño de la población migradora para un determinado periodo, tanto para un intervalo reducido de tiempo como para una temporada o campaña completa, requiere de la captura de peces y de la estimación de la eficacia de captura o capturabilidad de la screwtrap. El número de peces capturado en la screwtrap representa tan sólo una fracción de la población total de esguines que se desplaza aguas abajo durante el periodo de estudio. La proporción de la población total migradora que es capturada por la trampa o screwtrap se define como eficacia de captura (E.C.) y puede variar en función de factores como cambios en el caudal circulante, tamaño de los esguines, o comportamiento y se calcula de la siguiente forma:

$$\frac{\sum_{i=1}^n R_{ji}}{M_j}$$

donde R_{ji} es el número de esguines recapturado para la suelta j del día i , y M_j es el número de peces marcado que se ha liberado aguas arriba. Esta estimación de la eficacia asume que (1) todos los peces se desplazan aguas abajo tras ser liberados, (2) el manejo y marcaje no modifica el comportamiento de los peces, (3) la tasa de mortalidad es nula, y (4) los peces marcados se mezclan de forma aleatoria con los peces no marcados.

Con el objetivo de conocer la eficacia del capturadero móvil o screwtrap se realizan varios test de capturabilidad basados en la captura, marcaje y recaptura de esguines. El tipo de marca utilizado es un elastómero fluorescente (VIE tag; NMT Inc.) que se inocula en el tejido adiposo postocular de los esguines. Se realiza un marcaje de grupo mediante la combinación de distintos colores de elastómero y lugar de aplicación de la marca (ojo derecho/ojo izquierdo). El lugar de captura y suelta varía a lo largo del estudio mientras que la recaptura se realiza siempre en el canal de derivación de la Papelera Zikuñaga. En la campaña de 2010 los ejemplares marcados con elastómero fueron capturados en la screwtrap y en la toma del canal de derivación de la CH de Fagollaga. Los primeros se liberaron un kilómetro aguas arriba del capturadero mientras que los

últimos se liberaron inmediatamente aguas abajo del azud de Fagollaga, 3,7 km aguas arriba del capturadero. En la campaña de 2011 con el objetivo de reducir la manipulación y el estrés de los esguines capturados en la screwtrap, tras su manejo éstos se liberan directamente al río, mientras que para el test de eficacia o capturabilidad se aprovecha el control realizado en la toma de la Central Hidroeléctrica de Rentería (A-4) en primavera y los esguines capturados en este punto se marcan con elastómero y se liberan en un tramo inferior, 2,5 km aguas arriba del capturadero móvil y sin obstáculos que interfieran en su desplazamiento. De forma adicional, aprovechando las repoblaciones que efectúa la Diputación Foral de Gipuzkoa en el curso bajo del Urumea en fase de preesguín, se libera un grupo de 1.117 pre-esguines 2,5 km aguas arriba del capturadero en fecha 09/03/2011. Estos ejemplares se marcan con micromarca (cwt) además de elastómero, de esta forma se efectúa un control de la pérdida de marcas y estimación de la tasa de retención o fiabilidad del elastómero.

En la campaña de 2011, en la cual se controla el periodo de migración en su totalidad, el número de recapturas es bajo, sin embargo permite realizar una primera estimación del número o población de esguines que migra al mar durante toda la campaña según la ecuación de Lincoln-Petersen modificada por Chapman (1951):

$$E.S. = [(M_j + l)(C_j + l)/(R_j + l)] - l$$

donde M_j es el número de esguines marcado y liberado durante el periodo j , C_j es el número de salmones no marcados capturado en la trampa durante el periodo j y R_j es el número total de recapturas durante el periodo j . Este estimador es insesgado si existen al menos 7 recapturas ($R_j > 7$). Los intervalos de confianza (95%) para estas estimaciones dependen del cociente r/c :

Si $r/c < 0,10$ y

$r < 50$ se utilizan los intervalos de confianza de Poisson

$r > 50$ se utiliza la aproximación normal

Si $r/c > 0,10$ se utiliza el intervalo de confianza binomial

Protocolo de trabajo

Se revisa el estado del capturadero diariamente y se extraen los peces acumulados en él. Se identifican las especies capturadas, se procede a su anestesiado (2 phenoxyetanol 0,25 ml/l) y se anotan la longitud furcal (mm) y peso (g). En el caso de los esguines de salmón se toman muestras de escamas a una fracción de los esguines para la determinación de la edad fluvial, se determina si son de origen salvaje o de repoblación en base a la presencia o ausencia de aleta adiposa y marcas internas (cwt) y se identifican los ejemplares recapturados en base a marcas externas (elastómero). Los esguines pueden tener 3 orígenes. Por una parte estarían los esguines salvajes o de origen natural, por otra los esguines con origen en repoblaciones efectuadas en años anteriores en fase alevín aguas arriba del área de distribución natural de la especie y finalmente, en la campaña de 2011 se incluyen también una fracción de preesguines de repoblación (+) que se liberan 2,5 km aguas arriba del capturadero para testar su eficacia.

RESULTADOS

Durante las dos campañas de seguimiento, además de esguines en migración se capturan otras especies de peces en el capturadero que se introducen al canal de derivación como truchas y reos (*Salmo trutta*, Linnaeus 1758), anguilas (*Anguilla anguilla*, Linnaeus 1758) y varias especies de ciprínidos. En 2010 y 2011 los esguines de salmón suponen el 75 % y el 85 % del total de peces capturados respectivamente.

Durante la primera campaña de muestreo en 2010 se capturan un total de 58 esguines, el 24 % de los ejemplares son de origen natural mientras que el restante 76 % corresponde a esguines con origen en repoblaciones efectuadas en fase de alevín en 2008 y 2009. Esta proporción es variable entre los esguines de 1 y 2 años de edad fluvial. El 79 % de los esguines tienen 1 año de edad fluvial.

En la campaña de 2011 se capturan un total de 342 esguines. Cabe destacar que un 19 % de los ejemplares (n=65) corresponde a preesguines liberados en marzo de 2011 en Lastaola, 2,5 km aguas arriba del capturadero, con el objetivo de testar la eficacia del mismo. La población de esguines de origen salvaje supone el 77 % del total (n=262), de los cuales el 97 % (n=253) tiene 1 año de edad fluvial. La fracción con origen en repoblaciones efectuadas en fase alevín en 2009 supone tan sólo el 4 % (n=19), todos ellos de 2 años de edad. La población de esguines controlada corresponde en un 93 % (n=318) a esguines de 1 año de edad fluvial.

Se observan importantes diferencias en las características biométricas de los esguines controlados durante los dos años de estudio. Exceptuando los preesguines de repoblación, la longitud media de los esguines de 1 año de edad fluvial es de 143 mm (112-165 mm) y de 170 mm (154-192 mm) para los esguines de 2 años de edad. Para el total de los esguines controlados en los dos años, la longitud media es de 146 mm (112-192 mm).

Los esguines de 1 año de edad suponen el 91 % (n=364) del total capturado durante las dos campañas. En este grupo se incluyen los esguines de origen natural o salvaje, los repoblados en fase alevín y los repoblados en fase preesguín. Para esta clase de edad, la talla media de los esguines salvajes es significativamente inferior a la de los ejemplares con origen en repoblaciones en fase alevín y repoblación en fase preesguín “Tabla I” (ANOVA, d.f.=2 p<0,01). El coeficiente de condición (K) medio difiere también significativamente entre los tres grupos (ANOVA, d.f.=2 p<0,01), siendo los preesguines de repoblación los ejemplares de mayor condición corporal y los de repoblación en fase de alevín los de menor condición. Sin embargo, si se atiende a la evolución de estos parámetros durante el periodo completo de migración en el año 2011, la longitud de los esguines salvajes aumenta significativamente ($\text{Long.} = 0,2706\text{día} + 111,48$ r=0,327; P<0,001) según avanza la temporada, la longitud de los ejemplares de repoblación en fase preesguín también aumenta aunque no de forma significativa (r=0,212; P=0,09), mientras que la condición (K) de los ejemplares salvajes no varía y disminuye de forma significativa para los preesguines de repoblación ($K = -0,0088\text{día} + 1,182$; r=-0,808; P<0,001). Cabe destacar que el periodo de migración o días con capturas en la screwtrap es de 76 días para los esguines salvajes y de tan sólo 28 días para los preesguines de repoblación, por lo que la disminución de la condición de los preesguines de repoblación es significativa en un periodo de tiempo más reducido que en el caso de los salvajes, al cabo de 28 días la K disminuye en un 22 % para los preesguines.

Tabla I. Comparación de la longitud furcal (mm) y coeficiente de condición (K) entre esguines de 1 año de edad de origen salvaje, repoblación en fase alevín (R.alev) y repoblación en fase preesguín (R.esg) capturados en la screwtrap de Zikuñaga, río Urumea en 2010 y 2011.

Origen esguines	N	Longitud (mm)		Coeficiente condición (K)	
		Media	I.C. 95 %	Media	I.C. 95 %
R.esg	65	151,3	(149,2-153,4)	1,158	(1,136-1,181)
R.alev	45	152,8	(150,3-155,3)	0,903	(0,877-0,930)
Salvaje	253	140,7	(139,5-142,0)	0,998	(0,989-1,007)
Anova	f	50,89		98,72	
	p	p<0,001		p<0,001	

En la campaña de 2010 el muestreo abarca aproximadamente la segunda mitad del periodo de migración, por lo que las primeras capturas de esguines corresponden al día 19 de abril y la última al día 1 de junio. La campaña de 2011 abarca todo el periodo de migración y el capturadero se pone en marcha el día 3 de marzo. Las primeras capturas comienzan el día 10 de marzo y corresponden a preesguines liberados 2,5 km aguas arriba del capturadero la víspera, el día 9 de marzo. Las capturas de esguines salvajes o migración natural comienzan el día 15 de marzo. Se observan importantes diferencias en el periodo de migración durante el año 2011 dependiendo del origen de los esguines. Los preesguines completan su migración antes que los esguines salvajes o los de origen en repoblaciones en fase alevín. Los preesguines de repoblación se capturan al cabo de un día tras su suelta aguas arriba y el último ejemplar es capturado el día 6 de abril, al cabo de 28 días. Prácticamente completan su migración en la segunda quincena de marzo, mientras que los esguines con origen en repoblaciones en fase alevín y los salvajes lo hacen durante la segunda quincena de abril “Tabla 2”. Como consecuencia de esta diferencia temporal, para la población salvaje de esguines las capturas se inician con una temperatura de 10 ° C y el 50 % de la migración acontece cuando la temperatura alcanza los 13,1 ° C, mientras que en el caso de los preesguines de repoblación la temperatura del agua es de 9,6 ° C para el 50 % de la migración y de 9,7 ° C para los repoblados en fase alevín, aunque el tamaño muestral para este último grupo es muy bajo (n=15).

Tabla 2. Frecuencia acumulada de esguines capturados en la screwtrap de Zikuñaga (río Urumea) en 2011 según su origen (salvaje, repoblación en fase alevín (R.alev) y repoblación en fase preesguín (R.esg) y T^a de agua y fecha correspondiente al 50 % de las capturas.

	Quincena	Salvaje	R.esg	R.alev
Marzo	1 ^a	0,4	29,2	0,0
	2 ^a	8,0	92,3	20,0
Abril	1 ^a	39,3	100,0	66,7
	2 ^a	93,9	100,0	100,0
Mayo	1 ^a	96,6	100,0	100,0
	2 ^a	99,6	100,0	100,0
Junio	1 ^a	100,0	100,0	100,0
	Fecha - 50 %	20-23/04/2011	18-21/03/2011	12-13/04/2011
T ^a agua (°C) - 50 %		13,1	9,6	9,7

Respecto al caudal circulante y la migración de esguines en el año 2011, exceptuando la fracción de preesguines de repoblación, tras un aumento de caudal hacia la mitad del mes de marzo (62,562 m³/s) éste disminuye progresivamente hasta alcanzar un valor mínimo de 4,214 m³/s el día 23 de abril, mientras que la migración de esguines se mantiene a un nivel relativamente constante, habiendo alcanzado el 53,1 % de la migración total en términos de abundancia “Figura 2”. Tras un pico de caudal de 15,048 m³/s en la siguiente jornada, se capturan un total de 106 esguines en 2 jornadas, el 40 % de la migración “natural” de toda la campaña. Se observa un importante aumento de la migración en relación con este pico de caudal, se alcanza el 93,5 % de la migración total y en fechas posteriores la migración se mantiene pero a niveles de abundancia inferiores a los anteriores a este pico.

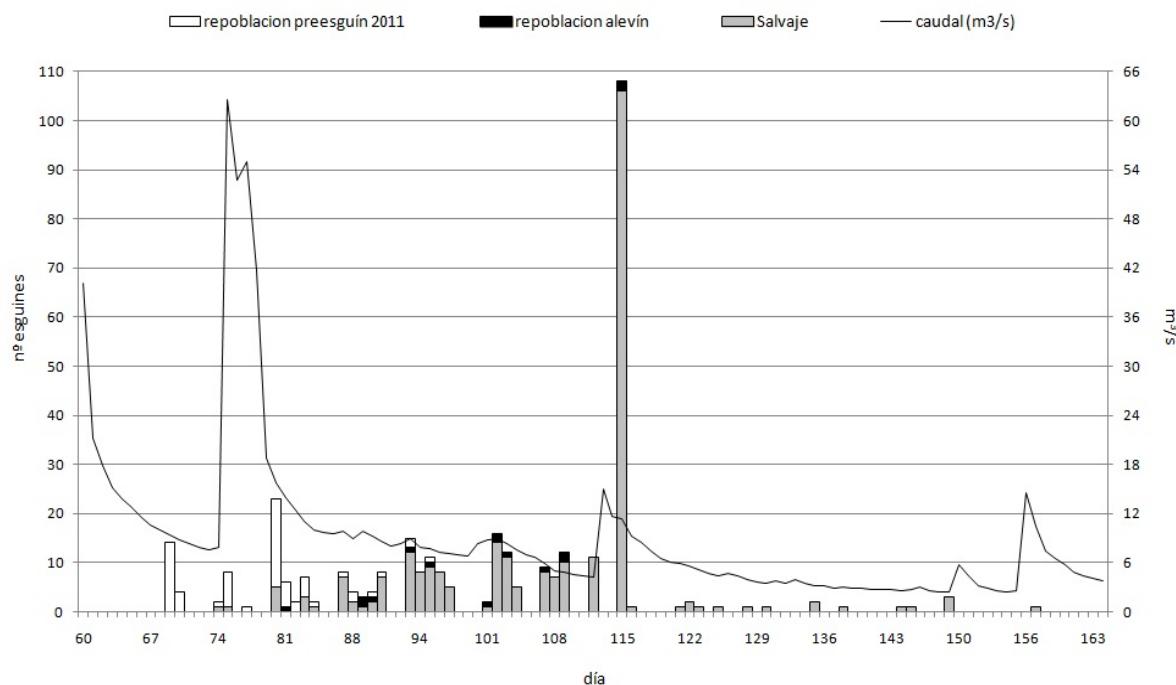


Figura 2. Esguines capturados en la screwtrap de Zikuñaga (río Urumea) durante la migración de descenso al mar en el año 2011 y caudales circulantes.

Durante las dos campañas de muestreo se realizan un total de 12 test de capturabilidad o sueltas de esguines marcados. A partir de las sueltas y recapturas acumuladas durante ambas campañas, se estima que la eficacia de la screwtrap es del 10,3 % “Tabla 3”. Si se trataran los test de capturabilidad de forma independiente, la eficacia media sería del 10,7 % (6,8-14,5 % I.C. 95 %). Para el cálculo se excluye el test de capturabilidad realizado con preesguines de repoblación en 2011, ya que es probable que en este caso la capturabilidad se vea afectada por la mortandad de una fracción de la población, el periodo de recapturas es de 28 días y la condición de los preesguines disminuye de forma significativa durante dicho periodo. Si se exceptúa a los preesguines de repoblación, el tiempo medio transcurrido entre la suelta y la recaptura en la screwtrap para un total de 13 esguines es de 5 días, con un mínimo de 1 día y un máximo de 15 días, aunque el 62 % ($n=8$) cubre los 2,5 km de distancia en menos de 3 jornadas.

Tabla 3. Test de eficacia o capturabilidad de la screwtrap de Zikuñaga (río Urumea) realizados en las campañas de 2010 y 2011. * La eficacia total se estima mediante las capturas y recapturas acumuladas exceptuando el del test de capturabilidad de preesguines.

Fecha suelta	Fecha recaptura	Lugar suelta	Liberados	Recapturados	Eficacia (%)
23/04/2010	26-29/04/2010	Abajo azud Lastaola	15	1	6,7
29/04/2010	01-06/05/2010	Abajo azud Lastaola	11	1	9,1
06/05/2010	07/05/2010	Abajo azud Lastaola	16	2	12,5
28/04/2010	06/05/2010	Abajo azud Fagollaga	29	2	6,9
09/03/2011	10/03/2011-06/04/2011	Abajo azud Lastaola	1.117	65	5,8*
04/04/2011	19/04/2011	Abajo azud Lastaola	13	1	7,7
11/04/2011	13-26/04/2011	Abajo azud Lastaola	67	7	10,4
18/04/2011	20-26/04/2011	Abajo azud Lastaola	14	3	21,4

	Total	165	17	10,3
N				7
Media ± D.T.				10,7 ± 5,2
Min.				6,7
Max.				21,4
I.C. (95 %)				6,8 – 14,5

Los datos de captura-marcaje-recaptura recopilados en la campaña de 2011, con 11 esguines recapturados, permiten realizar una primera estimación del escape o población de esguines que migra a la altura del azud de Elorribi, a 14 km de la desembocadura al mar. Excluyendo los preesguines de repoblación, la población de esguines en migración en 2011 en este punto fluvial sería de 2.202 ejemplares (1.317-4.179 esguines) “Tabla 4”.

Tabla 4. Estimación de la población migradora de esguines a la altura de Elorribi en el río Urumea según el método de Petersen modificado por Chapman (1951).

Marcaje	Recaptura	nº marcado y liberado (Mj)	nº recapturas (Rj)	capturas (Cj)
04/04/2011	19/04/2011	13	1	
11/04/2011	13-26/04/2011	67	7	
18/04/2011	20-26/04/2011	14	3	
	TOTAL	98	11	277
Población de esguines (N)		2.202		
I.C. 95 %			1.317 - 4.179	

DISCUSIÓN

Los primeros datos recopilados a partir de la puesta en marcha de la screwtrap en la toma de la Papelera Zikuñaga S.A. en el río Urumea aportan información de especial interés, desconocida hasta la fecha en el ámbito de estudio de esta especie en los ríos de Gipuzkoa y de gran utilidad para la gestión de la especie. Aunque el estudio se lleva a cabo durante dos años consecutivos, la mayor parte de los datos corresponden a la campaña de 2011, durante la cual se estudia el periodo de migración de esguines en su totalidad. Las primeras estimaciones de la eficacia o capturabilidad de la screwtrap situada en este canal de derivación obtienen un valor medio del 10 %, es decir, capturaría en torno a un 10 % de la población de esguines que migra aguas abajo en este punto fluvial, además de ejemplares de otras especies de peces. Si se tiene en cuenta la presencia de varios aprovechamientos hidroeléctricos aguas arriba en el Urumea, el número de esguines que se introducen y mueren o resultan heridos en ellos podría ser considerable.

Las capturas realizadas permiten estimar por vez primera la abundancia de la población de esguines en migración, su origen, así como sus características biométricas y periodos de migración. Se observan diferencias en la talla y condición de los esguines dependiendo de su origen, en ríos ibéricos como el Ulla en Galicia la supervivencia en fase marina de los esguines salvajes es 2-3 veces superior a los de repoblación, en relación con una mejor condición de los esguines (Caballero et al. 2003). En otros estudios se obtienen resultados similares (Saloniemi et al. 2004; Jonsson et al., 1991). Asimismo, en el año 2011 los preesguines de repoblación migran

inmediatamente al mar en comparación con los esguines salvajes, en un periodo anterior y a menor temperatura del agua. Se ha constatado esta migración precoz de los esguines de repoblación en otros río ibéricos como el Ulla (Caballero et al. 2003), así como en otros estudios de seguimiento realizados, donde los esguines de repoblación migran rápidamente al mar, incluso durante las horas diurnas, mientras que los esguines salvajes migran habitualmente a lo largo de un periodo más prolongado, comenzando la migración a temperaturas frías y de noche y convirtiéndose progresivamente más activos durante el día una vez la temperatura supera los 12 °C (Ibbotson et al. 2006). La migración nocturna a bajas temperaturas parece ser un comportamiento adaptativo con el fin de evitar a predadores visuales (Moore et al. 1998), aunque se cree que la migración diurna a temperaturas mayores podría ser más segura ya que la movilidad o capacidad de escape de los esguines es también mayor. En latitudes superiores en cambio, con 24 horas de luz diurna, los esguines migran durante cualquier momento del día (Davidsen et al. 2005).

Estos resultados corresponden a una primera caracterización de la población de esguines del río Urumea en fase fluvial, el seguimiento prolongado durante varias campañas permitiría extraer conclusiones más sólidas, permitiría evaluar el éxito de las distintas modalidades de repoblación que se realizan en la cuenca, las tasas de supervivencia entre distintas fases del ciclo vital tanto para la población salvaje como para la de origen en repoblaciones y permitiría obtener una estimación, al menos grosera, de la supervivencia en fase marina para las distintas cohortes y orígenes. Del mismo modo, el seguimiento en futuras campañas permitirá aumentar la fiabilidad de los datos recopilados en relación con la eficacia y capturabilidad de la screwtrap entre campañas y distintas condiciones hidrológicas, así como la estimación de la población migradora. Asimismo recopilaría información de especial interés en el límite sur de distribución de la especie en relación con su supervivencia y la interacción de diversos factores como el actual cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

A la Papelera Zikuñaga S.A. por permitir la instalación del capturadero o screwtrap en el canal de derivación, sin su colaboración no hubiera sido posible realizar el seguimiento y control de la migración de esguines

BIBLIOGRAFÍA

Alvarez, J., I. Urrizalki, I. Mendiola, C. Rodriguez, C. Garcia de Leaniz, S. Consuegra & A. Serdio, 2003. Densidad de obstáculos y su incidencia sobre el área utilizada por el salmón en los ríos ibéricos. In Lamuela, M. & J. Alvarez (eds), Un Viaje de Ida y Vuelta. IV Jornadas del Salmón Atlántico en la Península Ibérica. Dpto. de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gestión Ambiental—Viveros y Repoblaciones de Navarra, Pamplona: 177–186

Caballero, P., M. García, 2003. Seguimiento de las repoblaciones de Salmón Atlántico (*Salmo salar*) en el río Ulla. En Lamuela, M. & J. Alvarez (eds), Un Viaje de Ida y Vuelta. IV Jornadas del Salmón Atlántico en la Península Ibérica. Dpto. de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gestión Ambiental—Viveros y Repoblaciones de Navarra, Pamplona: 197–204.

Chapman, D. G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. University of California Publications in Statistics 1:131–160.

Davidsen, J., Svenning, M. A., Orell, P., Yoccoz, N., Dempson, J. B., Niemela, E., Klemetsen, A., Lamberg, A. & Erkinaro, J. (2005). Spatial and temporal migration of wild Atlantic salmon smolts determined from a video camera array in the sub-Arctic River Tana. *Fisheries Research* 74, 210-222.

Ekoulur SLL & Diputación Foral de Gipuzkoa, Departamento de Desarrollo Sostenible / Gipuzkoako Foru Aldundia, Garapen Eramangarrirako Departamentua, 2006. La Fauna Acuática en Gipuzkoa. Bases para la elaboración de las directrices sobre el uso sostenible del agua en Gipuzkoa.

Ekoulur SLL & Diputación Foral de Gipuzkoa, Dpto. de Innovación, Desarrollo Rural y Turismo/Gipuzkoako Foru Aldundia, Berrikuntza, Landa Garapena eta Turismoko Departamentua. Izokina Birsartzeko Plana Gipuzkoan/Plan de Reintroducción del salmón atlántico en Gipuzkoa, 2011.

Ibbotson, A.T., W.R.C. Beaumont, A. Pinder, S. Welton, M. Ladle. 2006. Diel migration patterns of Atlantic salmon smolts with particular reference to the absence of crepuscular migration. *Ecology of Freshwater Fish*. 15(4): 544-551

Jonsson, B., Jonsson, N., and Hansen, L. P. 1991a. Differences in life history and migratory behaviour between wild and hatchery reared Atlantic salmon in nature. *Aquaculture*, 98: 69e78.

Moore A., Ives S., Mead T.A. & Talks L. (1998.). The migratory behaviour of wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) smolts in the River Test and Southampton Water, southern England. *Hydrobiologia* 371/372, 295– 304.

Saloniemi, I., Jokikokko, E., Kallio-Nyberg, I., Jutila, E., and Pasanen, P. 2004. Survival of reared and wild Atlantic salmon smolts: size matters more in bad years. - *ICES Journal of Marine Science*, 61: 782-787.

Tamés, P., F. Alvarez, J. Puebla & D. San Emeterio, 2003. Actuaciones sobre la eliminación de obstáculos y construcción de pasos para peces en los ríos del territorio histórico de Gipuzkoa. In Lamuela, M. & J. Alvarez (eds), *Un Viaje de Ida y Vuelta. IV Jornadas del Salmón Atlántico en la Península Ibérica*. Dpto. de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda. Gestión Ambiental—Viveros y Repoblaciones de Navarra, Pamplona: 177–186.

Variación histórica de la distribución de peces de Doñana

Raquel Moreno-Valcárcel¹, Francisco José Oliva Paterna², Carlos Fernández-Delgado¹

(1) Dpto. de Zoología. Universidad de Córdoba. 14071. (raquel.moreno@uco.es; carlos.fdelgado@uco.es)

(2) Dpto. de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100. (fjoliva@um.es)

RESUMEN

En este estudio se analizó la variación en la presencia y distribución de los peces de Doñana, recopilando las citas de especies desde 1975. La ictiofauna de Doñana cuenta, al menos, con 36 especies: 28 autóctonas y 8 alóctonas. Se mostró una tendencia general de aumento en el área de distribución de especies exóticas. Así, el número medio de especies alóctonas por cuadrícula UTM aumentó significativamente a lo largo del tiempo, por el contrario, este incremento no se detectó en las autóctonas. Son destacables los casos de *Carassius* spp. y *Ameiurus melas*, aparecidas en el área de estudio en 2005 y 2009 respectivamente. También cabe resaltar la desaparición del área de estudio en los últimos años de 4 especies vulnerables: *Gasterosteus gymnurus*, *Iberochondrostoma lemmingii*, *Squalius alburnoides* y *Squalius pyrenaicus*.

Palabras clave: comunidad, ictiofauna, amenazas, conservación.

ABSTRACT

In the present study, we studied the variation in fish distribution of Doñana since 1975. Fish community is composed by at least 36 species: 28 natives and 8 exotics. The distribution area of exotic species rose up. The number of exotic species per UTM increased throughout time, while this variation was not detected in the case of the native. The cases of *Carassius* spp. and *Ameiurus melas* that firstly appeared in the study area in 2005 and 2009 respectively are highlighted. Moreover, four vulnerable species disappeared from the study area in the last years: *Gasterosteus gymnurus*, *Iberochondrostoma lemmingii*, *Squalius alburnoides* y *Squalius pyrenaicus*.

Key words: Community, ichthyofauna, threats, conservation.

INTRODUCCIÓN

La marisma de Doñana es uno de los humedales de mayor importancia para la conservación de la biodiversidad Europea (Fernández-Delgado 2006). Dada su elevada heterogeneidad ambiental y su estratégica localización geográfica, este espacio cuenta con una extraordinaria diversidad de fauna y flora (Marín-Cabrera & García-Novo 2006). Junto con el bajo Guadalquivir, está considerada como uno de los puntos calientes de biodiversidad a nivel peninsular (Fernández-Delgado et al. 2000, Drake et al. 2002). Adicionalmente, la marisma de Doñana es reducto de especies de peces de alto valor conservacionista como *Aphanius baeticus* o *Anguilla anguilla*, y junto con el sistema estuárico del Guadalquivir configuran una importante zona de cría y engorde de especies de peces comerciales (Fernández-Delgado et al. 2000, Costa et al. 2002).

Sin embargo, la marisma de Doñana cuenta con una realidad socioeconómica en muchos casos incompatible con una protección efectiva de su riqueza natural. En la actualidad se conserva aproximadamente un 15% del espacio que antes cubrían las marismas del Guadalquivir, donde se engloba la marisma de Doñana. A pesar de soportar la presión humana desde hace más de 5000 años (Rivera 2002), a partir de la segunda mitad del Siglo XX se aceleró su degradación debido fundamentalmente a la alteración causada por la rectificación del cauce principal de río Guadalquivir y la proliferación de cultivos de regadio con infraestructuras hidráulicas asociadas. De hecho, gran parte de la red de cauces que antaño contribuían a la inundación de la marisma se encuentra modificada mostrando una malla geométrica de diques y canalizaciones adaptadas a las distintas explotaciones agrícolas (Bayán-Jardín & Dolz-Ripollés 1995, Saura 1999, Serrano & Serrano 1996).

De la misma manera, el humedal de Doñana sufre las afecciones típicas de los humedales de la península Ibérica, tales como la deforestación, reforestación, contaminación de las aguas y de los suelos, transformación agraria y extracción de aguas subterráneas para riego y abastecimiento humano (Manzano 1999). En consecuencia, la zona de marisma ha sufrido impactos significativos que se traducen en una reducción histórica de los aportes de agua y en la calidad de ésta (Bayán 2006). Para culminar el estado de degradación de la marisma, a consecuencia de la infraestructura hidráulica denominada Montaña del Río esta zona de marisma sufre una reducción notable de la conectividad con los cauces principales Bajo Guadalquivir, incluido el mismo río Guadalquivir (Drake et al. 2002, Serrano et al. 2006).

A pesar de que existen estudios sobre la comunidad de peces de Doñana y su entorno (Hernando 1978, Fernández-Delgado 1987, Fernández-Delgado et al. 1994, Fernández-Delgado et al. 2000, Drake et al. 2002, entre otros), este grupo es uno de los menos estudiados del espacio natural (Prieto et al. 1999). Con el objetivo de profundizar en el conocimiento de las poblaciones de peces de Doñana, en el presente estudio se ha analizado el patrón de variación histórico de la comunidad de peces de las zonas más representativas del Parque Nacional de Doñana. Bajo la suposición de cambios significativos en la riqueza específica y distribución de las especies presentes, se ha determinado la composición actual de la comunidad de peces en dichas zonas y se ha realizado una aproximación a la tendencia poblacional de las especies en función de los cambios temporales en su distribución.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se restringe a la margen derecha de la desembocadura del río Guadalquivir (Fig. 1). Se recopilaron todas las citas históricas dentro del área de estudio, la mayor parte obtenidas de prospecciones realizadas por el grupo de investigación *Aphanius* (Universidad de Córdoba), de revisiones bibliográficas y de bases de datos suministradas por la Estación Biológica de Doñana (Tabla 1).

El análisis de las tendencias poblacionales se realizó en base a períodos temporales acotados de manera que se obtuviese un número de puntos de muestreo equilibrado en cada periodo: 1975-2001, 2002-2007 y 2008-2011. En conjunto, se analizaron datos procedentes de muestreos realizados en 336 localidades

(185 cuadrículas UTM 1x1 km) repartidas dentro del área de estudio desde el año 1975 hasta la actualidad. La variación de la distribución de las especies se estudió en tres zonas del espacio natural de Doñana: zona con influencia mareal, zona de marisma y zona de agua dulce.

En el caso de taxones con dificultades en su identificación y frecuentes errores en la determinación, se optó por realizar aproximaciones no específicas. Así, la familia Mugilidae muestra el resultado conjunto de las especies de esta familia presentes en el área, de igual modo que en la familia Soleidae, y los géneros *Pomatoschistus* y *Syngnathus*. La información también fue analizada en base a los grupos funcionales de las especies que componen la comunidad en lo relativo al uso del estuario según Franco et al. (2008) y al comportamiento local de las especies (P. Drake com. pers.).

Dada su plasticidad fenotípica, las especies *Gambusia holbrooki*, *Atherina boyeri* y *A. baeticus* (Pyke 2005, Oliva-Paterna et al. 2006, Rosecchi & Crivelli 2006) pueden adaptar sus estrategias de vida al medio estuárico o dulceacuícola dependiendo de las condiciones ambientales. Por este motivo, éstas han sido incluidas en los análisis como estuáricas, cuando se encontraban en la zona de influencia mareal o zona de marisma, y como dulceacuícolas cuando se encontraban en la zona de agua dulce. En cada zona, se calculó la frecuencia de aparición por especie en cada uno de los períodos y se realizaron test Chi-Cuadrado (χ^2) (Siegel 1970) para detectar variaciones en su rango de distribución. Se consideraron especies eventuales (no incluidas en los análisis) aquellas presentes en menos de un 4% de los puntos de muestreo por zona.

También se estudió el número de especies presentes por cuadrícula UTM diferenciando entre especies autóctonas y alóctonas y aplicando pruebas Chi-Cuadrado (χ^2) (Siegel 1970) para detectar variaciones de estas proporciones a lo largo del tiempo. La comparación entre los valores medios de riqueza de especies por cuadrículas se realizó mediante ANOVA con la prueba post-hoc HSD de Tukey (Tejedor 1999).

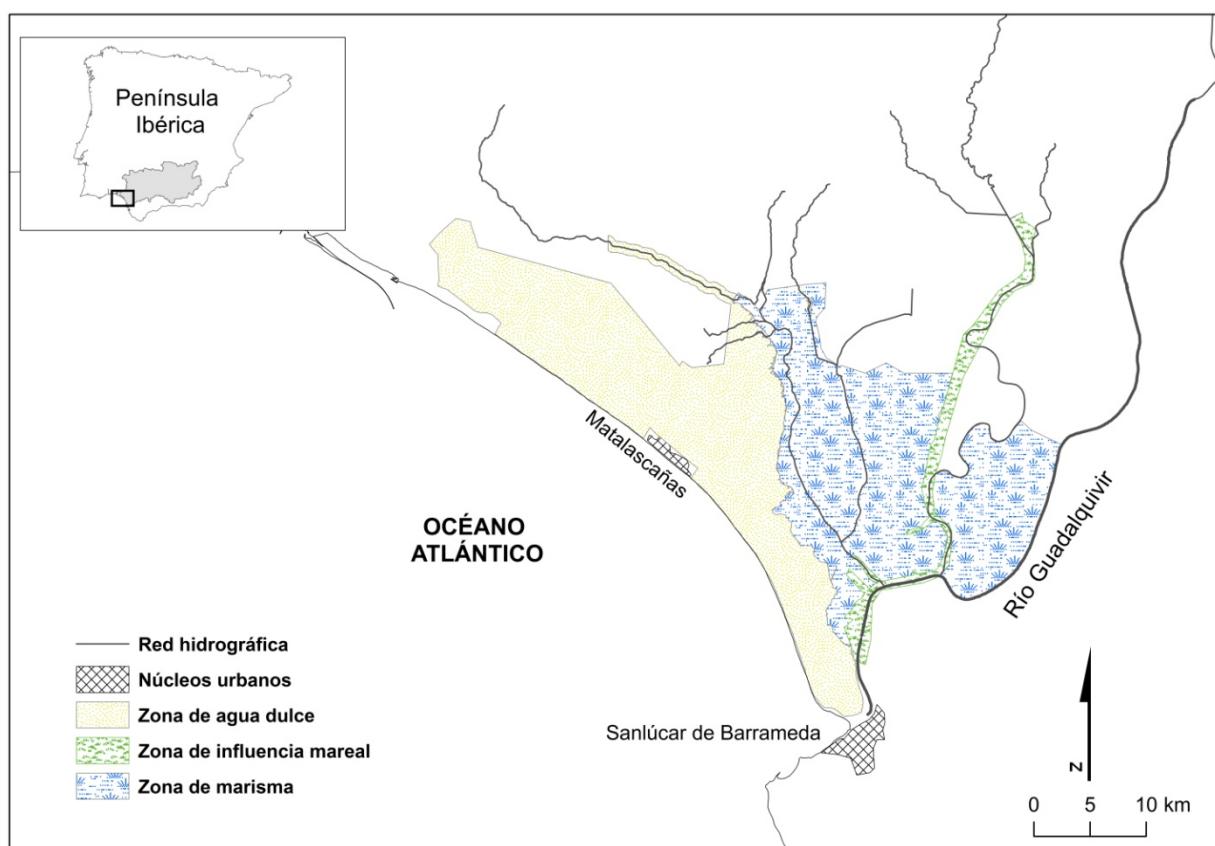


Figura 1. Zonificación de la marisma.

Tabla I. Fuentes documentales utilizadas.

Años de muestreo	Fuente
1975-1976	Hernando 1978
1991-1992	Fernández-Delgado et al. 1994
1996	Datos propios del grupo de investigación <i>Aphanius</i>
1998-2001	Fernández-Delgado et al. 2004
2003-2005	Fernández-Delgado et al. 2006
2002-2007	http://ictsebd.csic.es/IniciarAction.do
2002-2007	Fernández-Delgado et al. 2004
2006-2007	Fernández-Delgado et al. 2010
2008-2011	http://ictsebd.csic.es/IniciarAction.do
2008-2011	Fernández-Delgado et al. 2010
2009-2011	Fernández-Delgado et al. 2011

RESULTADOS

Desde los primeros datos registrados hasta la actualidad se identificaron 36 especies (28 autóctonas y 8 alóctonas) pertenecientes a 19 familias (Tabla 2). A nivel global, las familias con mayor número de especies fueron Cyprinidae ($n = 7$), Sparidae ($n = 4$) y Mugilidae ($n = 5$). Respecto al estado de conservación de las especies autóctonas, *A. baeticus* y *Gasterosteus gymnurus* se encuentran “En peligro de extinción” (EN) atendiendo a la catalogación en España realizada por Doadrio (2002). De la misma manera, en este listado nacional se encuentran 6 especies como “Vulnerables” (VU). La catalogación realizada por la IUCN (2012) a nivel internacional, clasifica a *A. anguilla* con el grado más elevado de amenaza: “En peligro crítico (CR)”. En esta misma revisión *A. baeticus* consta como “En peligro de extinción (EN)” y otras 3 especies como “Vulnerables (VU)”. Por otro lado, 8 de las especies presentes en el área de estudio (22%) fueron introducidas. El grupo funcional de especies catádromas solamente contó con 1 representante (*A. anguilla*). Los grupos de especies marinas accidentales y estuáricas contaron con 4 y 5 especies respectivamente, mientras que los más numerosos fueron las marinas migrantes (11 especies) y las dulceacuícolas (12 especies).

La Fig. 2 muestra la variación temporal de la proporción de puntos de muestreo ocupados por cada una de las especies presentes en Doñana. En la zona de influencia intermareal, durante la totalidad del período de análisis se ha detectado la presencia de 25 taxones claramente identificados (17 autóctonas y 8 alóctonas) más varias especies de la familia Mugilidae. Entre las especies eventuales detectadas en esta zona, *Diplodus vulgaris* y *Salaria pavo* fueron capturadas durante el primer periodo de estudio (1975-2001), *Micropterus salmoides* en el segundo (2002-2008), y *Argyrosomus regius*, *Cobitis paludica*, *Alburnus alburnus* y *Ameiurus melas* durante el tercer período (2008-2011). Las especies con presencia constante en la zona intermareal correspondieron a los grupos funcionales de las catádromas (1 especie), marinas migrantes (6 especies), estuáricas (6 especies) y dulceacuícolas (4 especies). Entre estos taxones, 2 mostraron descensos significativos en sus áreas de distribución (*Engraulis encrasicholus* y *Syngnathus spp.*). Por otro lado, *Luciobarbus sclateri*, *Sparus aurata* y *M. salmoides* mostraron una alta variación durante el periodo de estudio, de manera que su presencia se incrementó durante el segundo periodo y volvió a descender en el último. Las especies que mostraron aumentos significativos fueron *Dicentrarchus labrax*, *Carassius spp.*, *G. holbrooki*, *Lepomis gibbosus* y miembros de la familia Mugilidae.

En la zona de marisma, se detectó la presencia de 11 especies (5 autóctonas y 6 alóctonas) y de la familia Mugilidae. La totalidad de especies mostraron una presencia constante. Los grupos funcionales observados fueron catádromas (1 especie), marinas migrantes (Mugilidae), estuáricas y dulceacuícolas (5 especies cada una). *A. boyeri*, *Cyprinus carpio*, *Carassius spp.* y *L. gibbosus* aumentaron significativamente su

área de distribución, y en los casos de *A. anguilla* y *M. salmoides* se aumentó el rango de distribución entre el primer y segundo periodo de estudio, descendiendo en el tercero (de una manera muy drástica en el caso de *M. salmoides* no habiéndose detectado ejemplares de la misma en los últimos cuatro años).

En la zona de agua dulce se detectaron en total 16 especies (9 autóctonas y 7 alóctonas) junto a ejemplares de la familia Mugilidae. Cuatro especies fueron detectadas de manera eventual (*G. gymnurus*, *Iberochondrostoma lemmingii*, *Squalius alburnoides* y *Squalius pyrenaicus*). Todas estas capturadas durante el primer periodo de estudio (entre 1975-2001), excepto *S. alburnoides* que se capturó en el segundo periodo (entre 2002-2007). Los grupos funcionales en la zona de agua dulce fueron catádromas (1 especie), marinas migrantes (Mugilidae), estuáricas (5 especies) y dulceacuícolas (10 especies). Las únicas especies que aumentaron temporalmente de forma significativa sus rangos de distribución en esta zona fueron de carácter alóctono (*A. melas*, *C. carpio* y *Fundulus heteroclitus*). Si bien, al igual que en la zona de marisma, el área de distribución de *M. salmoides* descendió durante el tercer periodo de estudio.

Tabla 2. Listado de las especies presentes en el espacio natural de Doñana, gremio ecológico y estatus de protección a nivel nacional (Doadrio, 2012) e internacional (IUCN, 2012).

Familia	Especie	Nombre común	Grupo funcional*	Estatus (nacional/internacional)
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> Linnaeus, 1758	Anguila	C	VU/CR
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> Risso, 1810	Pejerrey	ES/D	VU/VU
Engraulidae	<i>Engraulis encrasicholus</i> (Linnaeus, 1758)	Boquerón	MM	NE/NE
Cobitidae	<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	Colmilleja	D	VU/VU
Cyprinidae	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Alburno	D	Alóctona
	<i>Carassius spp.</i>	Carpín	D	Alóctona
	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	Carpa	D	Alóctona
	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i> (Steindachner, 1866)	Pardilla	D	VU/VU
	<i>Luciobarbus sclateri</i> (Günther, 1868)	Barbo	D	LC/LC
Cyprinodontidae	<i>Squalius alburnoides</i> (Steindachner, 1866)	Calandino	D	VU/NE
	<i>Squalius pyrenaicus</i> (Günther, 1868)	Cacho	D	VU/NE
	<i>Aphanius baeticus</i> Doadrio, Carmona & Fernández-Delgado, 2002	Salinete	ES/D	EN/EN
Fundulidae	<i>Fundulus heteroclitus</i> (Linnaeus, 1766)	Fúndulo	ES	Alóctona
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Gambusia	ES/D	Alóctona
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus gymnurus</i> Cuvier, 1829	Espinillo	D	EN/LC
Bleniidae	<i>Salaria pavo</i> (Risso, 1810)	Cabruza	ES	NE/NE
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	Perca sol	D	Alóctona
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepède, 1802)	Black-bass	D	Alóctona
Moronidae	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	Róbalo	MM	NE/LC
	<i>Dicentrarchus punctatus</i> (Bloch, 1792)	Baila	MM	NE/NE
Sciaenidae	<i>Argyrosomus regius</i> (Asso, 1801)	Corvina	MA	NE/NE

El análisis de variación de gremios ecológicos mostró que en la zona intermareal, las especies más ampliamente distribuidas durante los tres periodos de estudio fueron las marinas migrantes y estuáricas (Fig. 3). Sin embargo, las catádromas y dulceacuícolas mostraron también una amplia distribución en esta zona, mientras que las marinas accidentales fueron las menos extendidas. En la zona intermareal no se detectaron variaciones significativas en las distribuciones de los grupos funcionales durante el período de estudio. En la zona de marisma, las especies dulceacuícolas fueron predominantes, al igual que en la zona de agua dulce. Las catádromas también mostraron una amplia distribución en ambas zonas, aumentando significativamente en los dos últimos periodos de estudio en la zona de marisma. Las especies estuáricas también fueron frecuentes en la

zona de marisma, y pese a no ser un gremio ecológico ampliamente distribuido en la zona de agua dulce, aumentaron significativamente su rango de distribución en los últimos períodos de estudio.

Los resultados de análisis de riqueza de especies por cuadrícula UTM se muestran en la Fig. 4. En la gráfica relativa a las especies alóctonas se aprecia el incremento del número de cuadrículas con 4, 5 y 6 especies. Los resultados del ANOVA indicaron que no existían diferencias significativas en el número de cuadrículas ocupadas por especies autóctonas a lo largo del tiempo ($F = 1,95$; $p = 0,145$), al contrario de lo que sucedió en el caso de las especies alóctonas ($F = 18,38$; $p < 0,001$). Los resultados del análisis HSD Tukey determinaron que, en este último caso, existían diferencias significativas entre el primer (1975-2001) y segundo periodo de estudio (2002-2007), pero no entre el segundo y el tercero (2008-2011) (Fig. 5).

Tabla 2 (continuación). Listado de las especies presentes en el espacio natural de Doñana, gremio ecológico y estatus de protección a nivel nacional (Doadrio, 2012) e internacional (IUCN, 2012).

Familia	Especie	Nombre común	Gremio Ecológico*	Estatus (nacional/internacional)
Sparidae	<i>Diplodus bellottii</i> (Steindachner, 1882)	Mojarra	MM	NE/NE
	<i>Diplodus vulgaris</i> (Geoffroy Saint-Hilaire, 1817)	Mojarra de piedra	MA	NE/NE
	<i>Lithognathus mormyrus</i> (Linnaeus, 1758)	Herrera	MA	NE/NE
	<i>Sparus aurata</i> Linnaeus, 1758	Dorada	MA	NE/NE
Mugilidae	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	Liseta	MM	NE/LC
	<i>Liza aurata</i> (Risso, 1810)	Busel	MM	NE/LC
	<i>Liza ramada</i> (Risso, 1827)	Albur	MM	NE/LC
	<i>Liza saliens</i> (Risso, 1810)	Zorreja	MM	NE/LC
	<i>Mugil cephalus</i> Linnaeus, 1758	Capitán	MM	NE/LC
Gobiidae	<i>Pomatoschistus</i> spp.	Torito	ES	NE/LC
	<i>Gobius</i> spp.		ES	
Soleidae	<i>Solea senegalensis</i> Kaup, 1858	Lenguadilla	MM	NE/NE
	<i>Solea vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	Lenguado macho	MM	NE/NE
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Pez gato negro	D	Alóctona
Syngnathidae	<i>Syngnathus</i> spp.	Aguja	ES	

C: Catádroma; MA: Marina accidental; MM: Marina migrante; ES: Estuáricas; D: dulceacuícola.

CR: Peligro crítico de extinción; EN: Peligro de extinción; VU: Vulnerable; LC: Preocupación menor; NE: No evaluada.

* según Franco et al., 2008 y criterio de expertos.

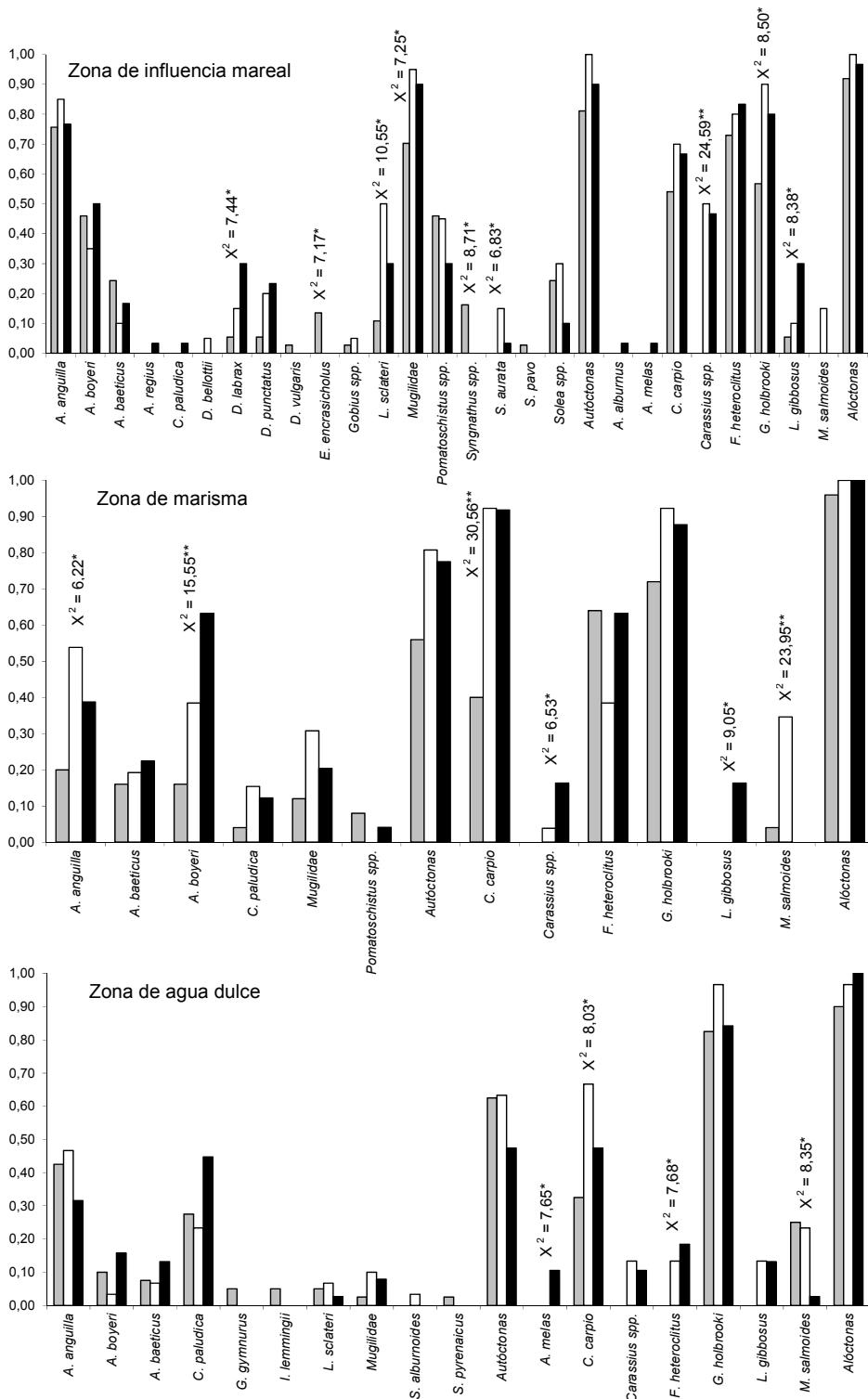


Figura 2. Variación temporal de la proporción de puntos de muestreo ocupados por las especies presentes en cada zona del espacio natural de Doñana. Las barras grises reflejan el periodo 1975-2001; las blancas el de 2002-2007, y las negras el de 2008-2011.

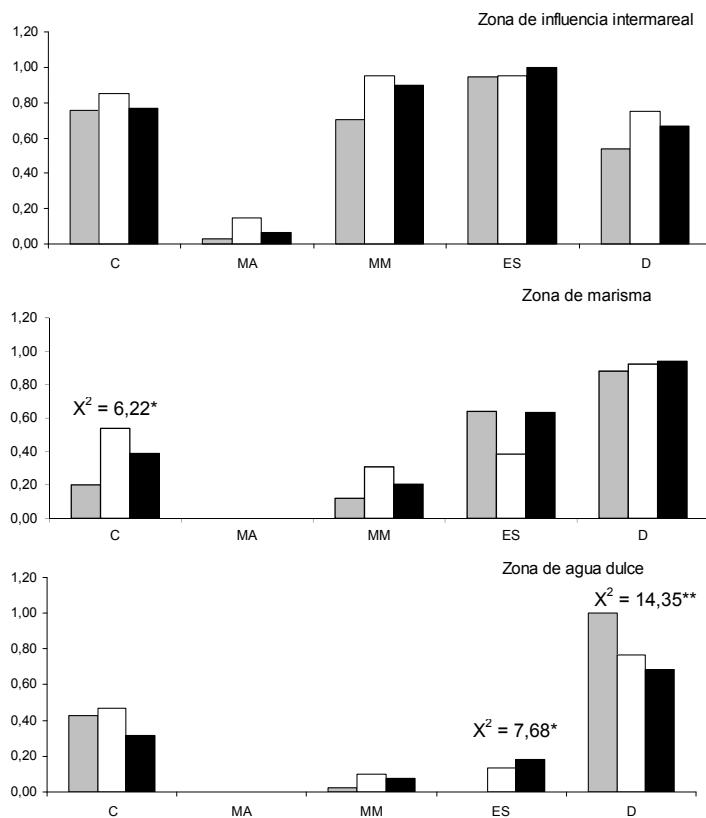


Figura 3. Variación temporal de la proporción de puntos de muestreo ocupados por los grupos funcionales en cada zona del espacio natural de Doñana. Las barras grises reflejan el periodo 1975-2001; las blancas el de 2002-2007, y las negras el de 2008-2011. C: Catádromas; MA: Marinas accidentales; MM: Marinas migrantes; ES: Estuáricas; D: Dulceacuícola.

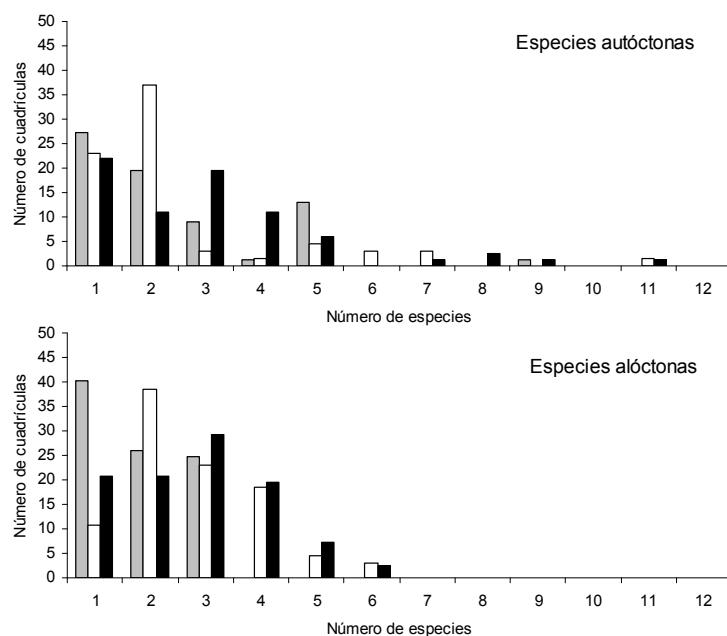


Figura 4. Número de especies por cuadrícula UTM (1×1 km) en el espacio natural de Doñana a lo largo del periodo de estudio. Las barras grises reflejan el periodo 1975-2001; las blancas el de 2002-2007, y las negras el de 2008-2011.

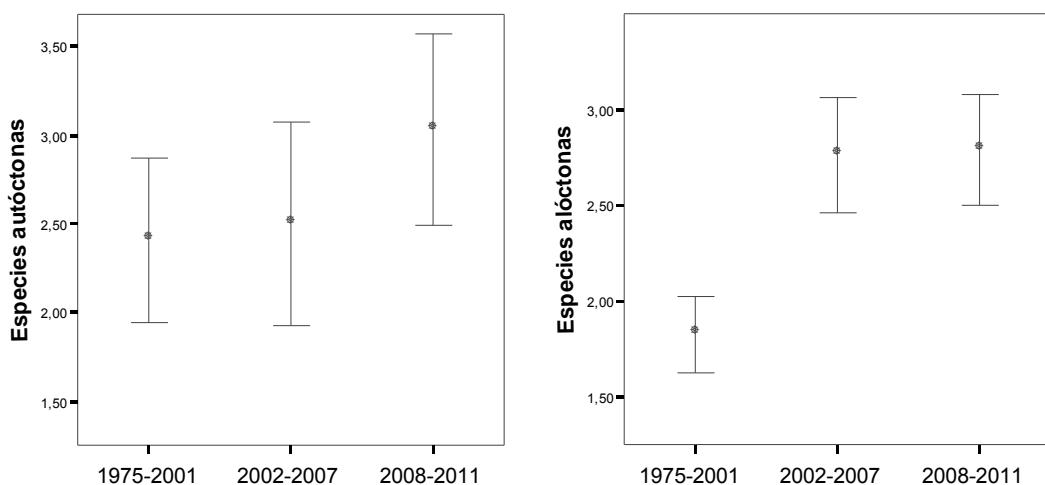


Figura 5. Número medio de especies por cuadrícula UTM (1x1 km) muestreada en los tres períodos de estudio.

DISCUSIÓN

El estado de conservación actual de la ictiofauna de Doñana se encuentra fuertemente degradado. La inclusión del 89% de las especies bajo alguna categoría de amenaza (CR, EN, VU) implica asumir que éstas se encuentran bajo un elevado riesgo de desaparición en estado silvestre en un futuro cercano (IUCN 2012). Este hecho cobra especial relevancia cuando se tiene en cuenta que especies como *A. baeticus* y *A. anguilla* se encuentran catalogadas con riesgos elevados de extinción en las listas rojas internacionales (IUCN 2012). Teniendo en cuenta que dentro de Doñana se cuenta con importantes poblaciones de estas especies (Fernández-Delgado et al. 2000), esta zona se configura como un espacio clave para la conservación de la diversidad de peces tanto a nivel regional, nacional e internacional. Por otra parte, muchas de las especies catalogadas como en “Preocupación menor” (LC) en la aproximación internacional todavía no han sido evaluadas a nivel nacional ya que en el libro rojo de los peces españoles (Doadrio 2002) únicamente se tuvieron en cuenta especies de carácter continental.

No obstante, la riqueza de especies alóctonas en Doñana ha aumentado al mismo tiempo que ha descendido el número de especies autóctonas. La totalidad de especies alóctonas detectadas se encuentran establecidas en Doñana a excepción de *A. alburnus* (Fernández-Delgado et al. 2000, obs. pers.). Sería conveniente prestar especial atención a la reciente aparición de esta especie en el área de estudio, ya que se encuentra en expansión en la cuenca del Guadalquivir y podría ser la siguiente especie en establecerse en el sistema acuático de Doñana (Fernández-Delgado et al. 2010). De forma similar, es destacable el caso de *A. melas*, cuya primera cita en la cuenca del Guadalquivir data de 2009 (García de Lomas et al. 2009), y en poco tiempo ha pasado a estar presente en zonas de influencia mareal y a proliferar en ambientes de agua dulce, ocupando actualmente una superficie mayor a 5 km² en el área de estudio.

Además del aumento en la riqueza de especies alóctonas, con el paso del tiempo fue aumentando el número de éstas por cuadrícula, y aquellas cuadrículas ocupadas por una única especie en el primer periodo de estudio fueron sumando especies alóctonas, lo que manifiesta una expansión del área de distribución de las mismas en Doñana.

Por otra parte, los datos muestran indicios de desaparición de algunas especies autóctonas en la zona de agua dulce (*G. gymnurus*, *I. lemmingii*, *S. alburnoides*, *S. pyrenaicus*), ya que mayormente fueron capturadas

en el primer periodo de estudio y no han vuelto a ser detectadas. Estas especies son típicamente dulceacuícolas y, a pesar de tener un hábitat aparentemente bien conservado en los ríos y arroyos que desembocan en la marisma, no se han capturado en los últimos 20 años. Para poder contrastar la hipótesis de extinción de estas especies a nivel local resultaría de utilidad llevar a cabo muestreos intensivos en las zonas susceptibles de albergarlas. De la misma manera, ningún ejemplar del género *Syngnathus* ha sido capturado en la zona de influencia mareal desde el año 1992. Este género ha sufrido drásticas reducciones en sus abundancias en el estuario del Guadalquivir durante el mismo periodo (obs. pers.), por lo que es muy probable que también se encuentre extinta a nivel local.

Los grupos funcionales se distribuyeron de manera ligeramente relacionada con el gradiente de salinidad característico de medios estuarinos (Elliott et al. 2007). La mayor riqueza de especies marinas accidentales (*A. regius*, *Lithognathus mormyrus*, *D. vulgaris* y *S. aurata*) se detectó en la zona de mayor salinidad (caños intermareales) y en contacto directo con el estuario. No obstante, estas especies fueron eventuales ya que suelen habitar en las aguas costeras y entran en el estuario de forma esporádica (Franco et al. 2008). Las marinas migrantes y estuáricas mostraron un gran número de especies en la zona de influencia intermareal, mientras que en las zonas de marisma y de agua dulce, donde la influencia de las mareas es escasa o nula (Bayán 2006), predominaron los taxones dulceacuícolas. No obstante, en la zona de agua dulce se observó un incremento de especies estuáricas provocado por el notable aumento del rango de distribución de *F. heteroclitus*, y un patrón contrario en las dulceacuícolas debido fundamentalmente al drástico descenso del área de distribución de *M. salmoides*.

En los últimos años se ha producido un incremento del conocimiento de la ictiofauna de Doñana gracias al gran número de proyectos desarrollados y a la implementación del Programa de Seguimiento de la Estación Biológica de Doñana. El que existe un equipo de personas dedicado al monitoreo sistemático de los cuerpos de agua durante todo el año y la especialización de este equipo en los métodos de pesca apropiados para cada zona de estudio, proporcionan unos datos de gran valor. El aumento en la distribución detectado en algunas especies autóctonas puede estar relacionado con el aumento del conocimiento de la ictiofauna del Doñana. A su vez, este aspecto hace más trágico el aumento detectado en el área de distribución de las especies alloctonas y la desaparición de especies nativas con presencia histórica en el área de estudio.

AGRADECIMIENTOS

La mayor parte de los datos para este trabajo derivan de proyectos financiados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Agradecemos al equipo de seguimiento de los procesos naturales de la estación Biológica de Doñana la toma de parte de los datos utilizados.

BIBLIOGRAFÍA

- Bayán BJ. 2006. The paths of water in the marshes: changes in the hydrological network. En: Doñana Water and Biosfere (Marín-Cabrera C & García-Novo F, Eds). UNESCO- MaB (Man and Biosfere Programme).
- Bayán-Jardín B & Dolz-Ripollés J. 1995. Las aguas superficiales y la marisma del Parque Nacional de Doñana. Revista de Obras Públicas 3340: 17-29.
- Costa MJ, Cabral HN, Drake P, Economou AN, Fernández-Delgado C, Gordo L, Marchand J & Thiel R. 2002. Recruitment and production of commercial species in estuaries. En: Fishes in Estuaries (Elliott M, Hemingway KL, Eds). Oxford: Blackwell Science.
- Doadrio I. 2002. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente.

Drake P, Arias AM, Baldó F, Cuesta JA, Rodríguez A, Sobrino I, Silva-García A, García-González D & Fernández-Delgado C. 2002. Spatial and temporal variation of the aquatic nekton and hyperbenthos from a temperate European estuary with a regulated freshwater inflow. *Estuaries* 25: 451-468.

Elliott M, Whitfield AK, Potter IC, Blaber SJM, Cyrus DP, Nordlie FG & Harrison TD. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries* 8, 241-268.

Fernández-Delgado C. 1987. Ictiofauna del estuario del Guadalquivir: distribución y biología de las especies sedentarias. Tesis Doctoral. Universidad de Córdoba.

Fernández-Delgado C. 2006. Conservation Management of an European Natural Area. Doñana National Park, Spain. En: *Principles of Conservation Biology*. Third Edition. (Groom MJ, Meffe GK & Carroll CR., Eds.). Sunderland, Massachussets: Sinauer Associates, Inc.

Fernández-Delgado C, Herrera M, Sánchez-Polaina FJ & Ariza JC. 1994. Inventario de las especies de peces del Parque Nacional de Doñana. Biología, ecología y conservación. Memoria Final. 2 Vols. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA).

Fernández-Delgado C, Drake P, Arias A & García D. 2000. Peces de Doñana y su entorno. Serie Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Fernández-Delgado C, Rincón P, De Miguel R, Aranda F, Pino E, Ramiro A, Peña JP, Arribas C, Moreno R, Gálvez L & Oliva-Paterna FJ. 2010. Estado y problemática de conservación de los peces continentales de la cuenca del Guadalquivir e inventariación de los tramos fluviales más importantes para su protección. Documento Científico-Técnico. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir-Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino–Universidad de Córdoba. Informe final. Marzo 2010.

Fernández-Delgado C, Moreno-Valcárcel R, Aranda F, De Miguel R & Ramiro A. 2011. Los peces como organismos indicadores de la eliminación y permeabilización de la Montaña del Río. Documento Científico-Técnico. Consejería de Medio Ambiente–Universidad de Córdoba. Informe final. Diciembre 2012.

Franco A, Elliott M, Franzoi P & Torricelli P. 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354, 219–228.

García-de-Lomas J, Dana ED, López-Santiago J, González R, Ceballos G & Ortega F. 2009. First record of the North American black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in the Guadalquivir Estuary (Southern Spain). *Aquatic Invasions*, 4.

Hernando JA. 1978. Estructura de la comunidad de peces de la Marisma del Guadalquivir. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.

IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. <<http://www.iucnredlist.org>>. Downloaded on 19 June 2012.

Manzano M. 1999. Los humedales de Doñana y su relación con el agua subterránea. I^a Reunión internacional de Expertos sobre la Regeneración Hídrica de Doñana. Ponencias y conclusiones. Huelva. Doñana 2005.

Marín-Cabrera C & García-Novo F. 2006. The Doñana 2005 Project. En: *Doñana Water and Biosfere* (Marín-Cabrera C & García-Novo F, Eds). UNESCO- MaB (Man and Biosfere Programme).

Oliva-Paterna FJ 2006, Torralva M & Fernández-Delgado C. 2006. Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846) (Cyprinodontidae). *Environmental Biology of Fishes* 75, 307-309.

Prieto I, Bernués M & Montes C. 1999. Bibliografía. En: *Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos: Doñana*. (Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Eds).

Pyke GH. 2005. A review of the biology of *Gambusia holbrooki* and *G. affinis*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15, 339-365.

Rivera ML. 2002. Arqueología e historia. En: Parque Nacional de Doñana (Canseco Eds.). Madrid, pp: 339-352.

Rosecchi E & Crivelli AJ. 2006. Study of a sand smelt (*Atherina boyeri* Risso 1810) population reproducing in freshwater. *Ecology of Freshwater Fish* 1(2): 77-85.

Saura J. 1999. Situación y problemática de las cuencas vertientes a Doñana. I^a Reunión internacional de Expertos sobre la Regeneración Hídrica de Doñana. Ponencias y conclusiones. Huelva. Doñana 2005.

Serrano L & Serrano L. 1996. Influence of Groundwater Exploitation for Urban water Supply on Temporary Ponds from the Doñana National Park (SW Spain). *Journal of Environmental Management* 46: 229–238.

Serrano L, Reina M, Martin G, Reyes I, Arechederra A, León D & Toja J. 2006. The aquatic systems of Doñana (SW Spain): watersheds and frontiers. *Limnetica* 25(1-2): 11-32.

Siegel S. 1970. Estadística no paramétrica. (Trillas Ed.). 344 pp.

Tejedor FJ. 1999. Análisis de la Varianza. Introducción conceptual y diseños básicos. (La Muralla S.A. Ed.). Madrid. 132 pp.

The relevance of the toxic spill for fish assemblage in the Guadiamar River basin 8 years after the Aznalcollar accident.

Ramón José De Miguel¹, Lucía Gálvez-Bravo², Francisco José Oliva-Paterna³, Carlos Fernández-Delgado¹.

(1) Dpto. Zoología. Universidad de Córdoba. 14071. Córdoba. (rjmiguel@uco.es)(balfedec@uco.es)

(2) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC-CSIC-UCLM-JCCM). 13071. Ciudad Real.

(lucia.galvez@uclm.es)

(3) Dpto. Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia. 30100. Murcia. (fjoliva@um.es)

Correspondence author: Ramón J De Miguel Rubio, Dpto. Zoología. Universidad de Córdoba. 14071. Córdoba. (rjmiguel@uco.es)

RESUMEN

El 25 de abril de 1998 se produjo el vertido de lodos tóxicos hacia el río Guadiamar procedente de las minas de Aznalcóllar (Sevilla). Ocho años más tarde, se muestreó la cuenca y se usaron GLMs para analizar la interacción entre la riqueza de especies de peces y las variables ambientales. El efecto residual del vertido se comprobó comparando los valores obtenidos con los de otras seis cuencas similares. Los resultados mostraron como las especies autóctonas prefirieron zonas poco antropizadas y las introducidas los tramos bajo el embalse. Concluyendo que ocho años después del vertido, la riqueza de especies está más influenciada por el embalse y los usos humanizados, que por el efecto residual del vertido.

Palabras clave: Aznalcollar, diversidad, río Guadiamar, variables ambientales, peces de río mediterráneos, embalse.

ABSTRACT

On April 25, 1998 the Aznalcóllar mines (Southern Spain) toxic spill through the Guadiamar River occurred. Eight years later, the basin was sampled and GLMs were performed to analyse the interactions between fish species richness and environmental variables. The remaining effect of the spill was assessed by comparing values with those of six similar basins. According to our results, native fish preferred environments with low human influence, whereas exotic fish were mainly favoured by site-scale factors downstream from the reservoir. Concluding that eight years after the accident, species richness is more influenced by a large reservoir and humanized land uses than spill remains.

Key-words: Aznalcollar mine, diversity, Guadiamar River, environmental variables, Mediterranean freshwater fish, reservoir.

INTRODUCTION

On April 25th 1998, a breach in the tailing pond dike of the Aznalcóllar mine (SW Spain) released 4 hm³ of acidic water with dissolved metallic compounds and 2 hm³ of mud mainly composed of floated pyrite (Aguilar

et al. 2003). To stop the spill from reaching Doñana National Park, downstream, several dams were constructed (López-Pamo et al. 1999). Nevertheless, 67 km of the Guadiamar River's main channel were polluted with a toxic spill composed primarily of Fe, S and minimally of heavy metals (Aguilar et al. 2003). Few studies have focused on monitoring the recovery of the fish assemblage (but see Fernández-Delgado and Drake 2008). This is one of the first studies that address the recovery of the fish assemblage in the Guadiamar River and its relationships with habitat conditions several years after the toxic spill.

Fish assemblage structure is determined by a wide range of abiotic and biotic processes, and assemblage composition changes over time and space (Magalhaes et al. 2002). Assemblage relationships with these processes should be considered at different scales, since fish have both local and catchment mobility (Pinto et al. 2006). Consequently, it is important to consider the scale at which habitat variables are recorded (Hughes et al. 2009), and thus identify the spatial scale at which the most important variables for the assemblage are acting.

In this study, the main aims were 1) to identify the main environmental variables that currently determine both native and exotic fish species richness in the Guadiamar River basin at different scales, and 2) to assess whether the toxic spill can still be considered influential for fish richness eight years after the accident.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The Guadiamar River basin is located in the south-western Iberian Peninsula at latitude 37° 10' to 37° 45' N and longitude 6° 10' to 6° 25' W, near the Guadalquivir River mouth in the Atlantic Ocean (Fig. 1). The basin area is 1.325 km², and altitude ranges from 4 to 544 m.a.s.l.. Climate is sub-humid Mediterranean with oceanic influences, with average temperatures between 9°C in winter and 29°C in summer.

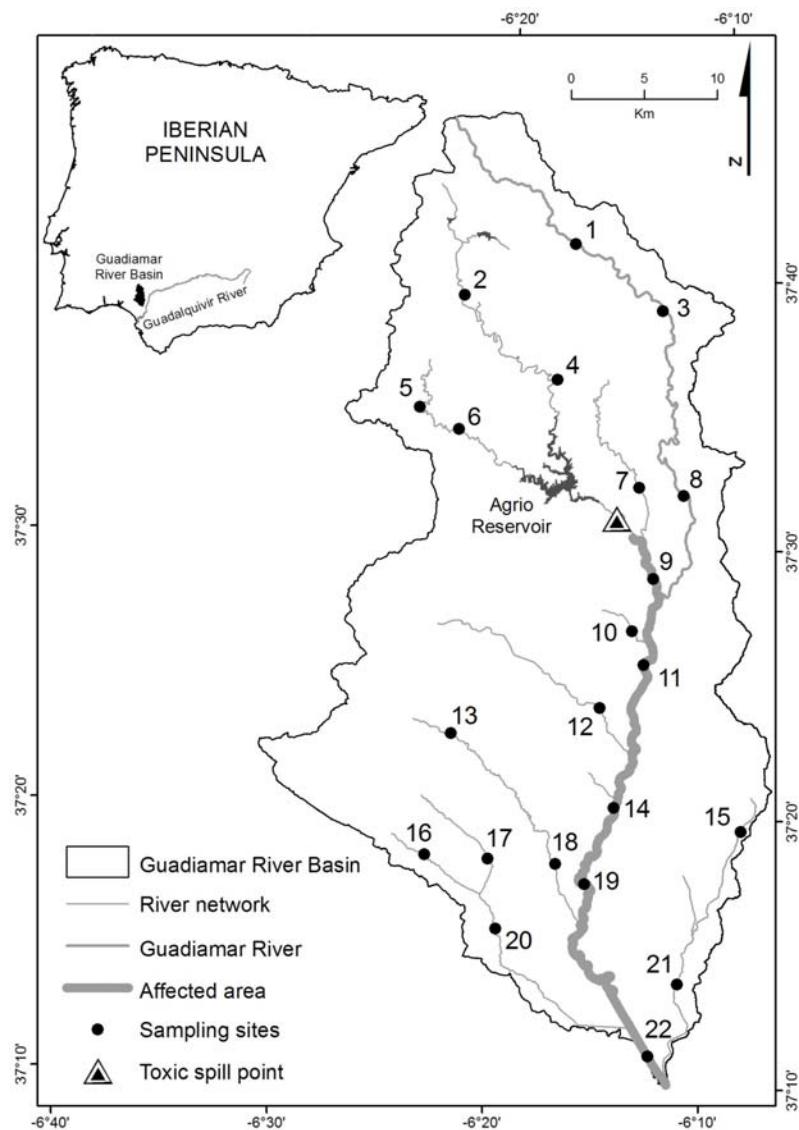


Figure 1. Location of the Guadiamar River Basin and the 22 sampling sites.

Mean annual rainfall is 624 mm. Rain falls abundantly in autumn, winter and spring and is absent in summer. This severe drought causes the drying of most small streams or the creation of different-sized isolated pools (Gasith and Resh 1999). The catchment shows a geological transition linked to river section type. The upper section (near the source) is among Sierra Morena mountain range where forestry and rancher uses are representative; the middle section is under an agricultural and urban use; and the lower section is a plain previous to the mouth marshland. The hydrological network is mainly interrupted by one large reservoir (20 hm³) in the Agrio River, slightly upstream from the spill point (Borja et al. 2001).

Sampling protocol

The sampling period was divided into three campaigns: winter (2006) for the low flow streams and spring and summer (2007) for the high flow courses that were not wadeable during the rainy period (winter). In order to cover the whole perennial stream network (except the marshland), 22 sampling sites were selected.

Using a geographic information system, a sampling site was allocated per each 10 km of the perennial stream network. Electrofishing (220 V, 2-5 A, C.C.) was carried out for fish sampling.

Habitat data were collected at two different scales: catchment and site. A total of 71 environmental variables were recorded at each sampling site, by means of different methods (see Fernández-Delgado et al. 2010 for further details) and at different sampling scales (Appendix I). In several cases, variables were summarized by means of PCAs (see Statistical analyses section and Appendix I).

Statistical analyses

In order to identify the main factors that determine species richness (S) in the Guadianar River basin General Linear Models (GLM) were used. Native species richness (S-na) and exotic species richness (S-ex) were the dependent variables considered at two different scales: catchment and site. First, a general model was created using all predictor variables at both scales, including their interactions. This model would reveal the scale at which the most important factors for fish richness are acting. Second, two models were derived, one for each scale, in order to find out which were the most relevant drivers at that particular scale.

Given the large number of predictor variables (see Appendix I), their collinearity and ecological redundancy, and parsimony considerations, a priori variable selection was carried out.

First, some groups of related variables that implied ecological redundancy were summarized by means of PCAs. In all cases, the Kaiser (1960) criterion (eigenvalue >1) was used to define the principal components to be chosen as the final variables.

PCA 1 – Habitat characteristics at the site scale (“Habitat” hereafter). The main axis represents a gradient from pools and fine material to riffles and coarser substrates.

PCA 2 – Factors affecting bank stability at the site scale (“Stability” hereafter). The principal component represented a gradient from highest to lowest risk of erosion.

PCA 3 – Land uses at the site scale (“Site uses” hereafter). The main axis represented a gradient from greater human impact (urban and agricultural areas at the positive end) to less humanized uses (native forests at the negative end).

PCA 4 – Land uses at the catchment scale (“Catchment uses” hereafter). This main axis represented a gradient from greater human impact (urban and agricultural areas at the negative end) to less humanized uses (native forests at the positive end).

The second step to reduce the number of variables was to test for collinearity between the remaining ones (Appendix I) using Pearson’s correlations. Whenever the correlation coefficient between two variables was greater than 0.75, one of the variables was chosen for the regression models.

The final regression models were applied to a total of 22 cases ($n=22$) and a maximum of 6 predictor variables, since if we had a larger number of variables we would incur in a Type 2 error (Field 2005). The final maximum of 6 variables for each model included those that showed a high correlation with the relevant dependent variable and low collinearity with the other selected variables. A list of all the variables included in the six models is presented in Table I.

The best models supported by the data were selected using the Akaike Information Criterion (Burham and Anderson 2002). This allowed us to decide which explained the most variance whilst being most parsimonious (Johnson and Omland 2004). Variance partitioning of the significant variables selected for the general model was performed to identify the most important scale in each case.

Due to the spill point is located 5 km downstream from the main reservoir in the Agrio River (Agrio reservoir hereafter), there is an almost complete overlap between both influences on fish. In order to clarify each effect, species richness values downstream from the Agrio reservoir were compared (using ANOVA) with

richness values downstream of reservoirs from similar watersheds within the Guadalquivir river basin (Fig. 2, Fernández-Delgado et al. 2010).

All analyses were performed using R version 2.12 and packages: vegan, hier.part, gtools and asbio (R Development Core Team 2012).

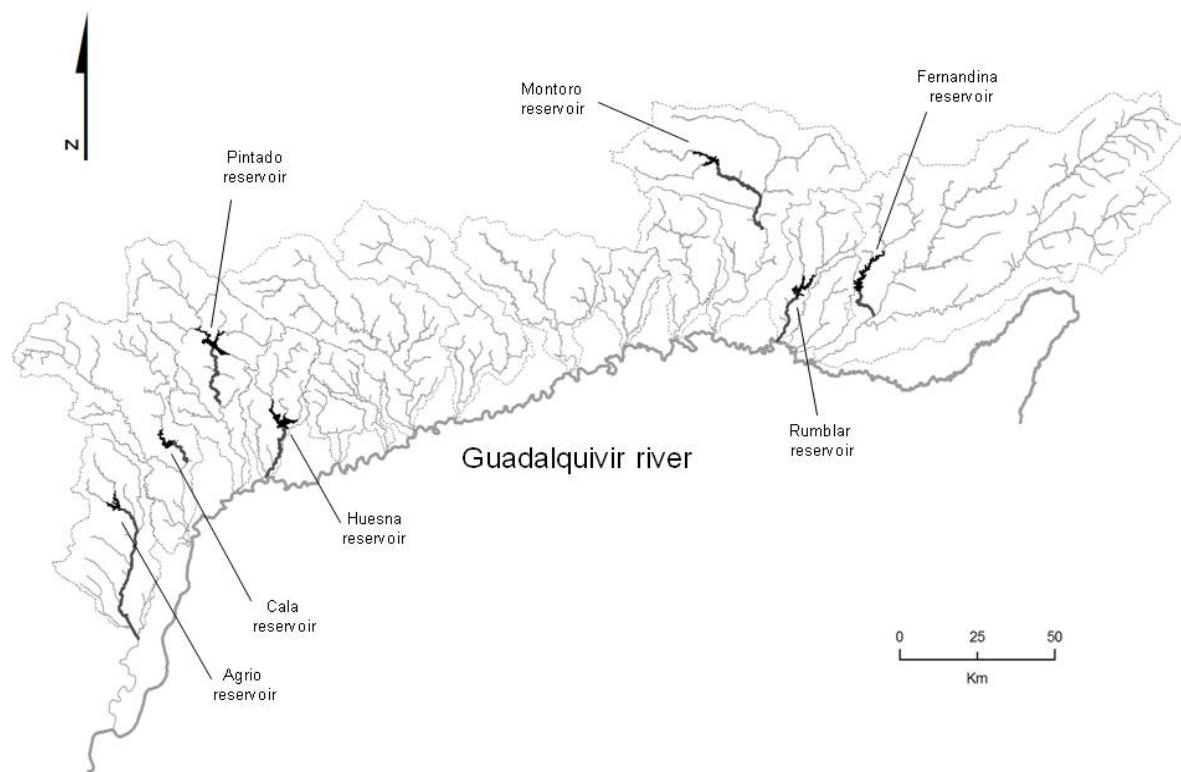


Figure 2. Tributary network of the Guadalquivir river (northern side). Stretches in bold show the six reservoirs and their downstream reaches selected to compare with the values for the Agrio reservoir and its downstream reach (first from the left).

RESULTS AND DISCUSSION

The following 9 native species were found in the study area: Southern Iberian barbel, *Luciobarbus sclateri* (Günther 1868); Southern straight-mouth nase, *Pseudochondrostoma willcommii* (Steindachner 1866); Calandino, *Squalius alburnoides* (Steindachner 1866); Southern Iberian chub, *Squalius pyrenaicus* (Günther 1868); Iberian arched-mouth nase, *Iberochondrostoma lemmingii* (Steindachner 1866); Southern Iberian spined-loach, *Cobitis paludica* (de Buen 1930); European eel, *Anguilla anguilla* (Linnaeus 1758); Thinlip grey mullet *Liza ramada* (Risso 1826) and Flathead grey mullet, *Mugil cephalus* (Linnaeus 1758).

In addition, 5 exotic species were found: Carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus 1758); Prussian carp, *Carassius gibelio* (Linnaeus 1758); Pumpkinseed, *Lepomis gibbosus* (Linnaeus 1758); Eastern mosquitofish, *Gambusia holbrooki* (Agassiz 1859) and Largemouth bass, *Micropterus salmoides* (Lacèpède 1802).

Native species

A significant model was obtained for native species richness (S-na) which accounted for 70% ($R^2 = 0.70$). These model identified “Catchment uses” and “Number of reservoirs upstream” as the most influential factors (Table I). Variance partitioning using hierpart showed that they accounted for 33% and 28% of the explained variance in S-na, respectively. “Drainage area” and “Habitat” were a second group. These variables accounted for 20% and 19% of the explained variance for S-na, respectively. The variance partitioning performed with the significant variables at both site and catchment scale accounted for a similar overall proportion of the variance (0.51 and 0.55, respectively) for S-na. This means that both scales are equally important for native fish richness, so further models were developed including only variables measured at each scale. When only variables at the catchment scale were considered, significant models were obtained for native species richness (S-na_C), which accounted for 23% ($R^2 = 0.23$) (Table I). Again, “Catchment uses” was selected as the main driver for the dependent variable. Similarly, when only variables at the site scale were included in the models, they were significant for native species richness (S-na_S), accounting for 53% ($R^2 = 0.53$) of the variance (Tables I). “Habitat” was identified as the most influential factor for S-na_S and variance partitioning showed that it accounted for 45% of the explained variance. The second most important factor for S-na_S was “Distance to source”, accounted for 23% of the explained variance. “Number of reservoirs upstream” was selected as the third most important factor for S-na_S, accounting for 21% of the explained variance. The last variable selected by model at the site scale was “Site uses”, which accounted for 11% of the explained variance for S-na_S.

Consequently with this results and in accordance with other authors (e.g., Corbacho and Sánchez 2001), we have observed how more natural areas present higher native species richness than those with some human impact (agricultural or urban land uses). This is probably because the life cycle requirements of the fish species considered are not fulfilled in areas with increasing denaturalisation of environmental conditions (Hughes et al. 2010). Deforestation at both the catchment scale and of local riparian vegetation due to agricultural practices decreases the availability of shelter in river banks and increases river bank erosion and water turbidity (Aguiar and Ferreira 2005). Furthermore, urban land uses raise the organic load through sewage discharges, thus reducing the concentration of oxygen in the water (Ferreira et al. 2005). The extent of these effects will determine the presence or absence of certain species and therefore, affect the richness of the fish assemblage. At the site scale, the presence of reservoirs upstream acts as the other main influence for native richness, representing a pivotal point for fish distribution in the basin under study. According to variance partitioning, upstream reservoirs are even more important than the well-known species-area relationship trend of higher richness with greater drainage area (McArthur and Wilson 1967), which is evident as we approach the Agrio reservoir. At this point, however, the trend is reversed and downstream from the dam, native species richness decreases dramatically. This decline is due to the artificial conditions of the reach immediately downstream from the reservoir, such as the absence of necessary habitat requirements for the life cycle and constant predation exerted by the exotic species after dam release periods (Clavero and Hermoso 2011). In addition, and in agreement with Ferreira et al. (2007), the analysis shows how at the site scale, native species prefer coarser substrates and fast-flowing water. This preference reflects the typical conditions of natural areas where, first, a coarser substrate indicates absence of fine material overload from agricultural erosion, reservoir deposits upstream or urban pollution (Doadrio 2001); and secondly, calm waters are found in higher proportion in the middle and lower sections of the river, where the increase of both habitat degradation and exotic species has been cumulative, creating an unsuitable environment for native species (Ferreira et al. 2007).

Table I. Selected variables and regression model results for native (-na) and exotic (-ex) fish species richness (S) at the catchment (_C) and site (_S) scales. The first column shows the variables selected after testing for collinearity. Adjusted R² = coefficient of determination, p = probability and Pr(>|t|) = significance.

	Significant variables	R ²	p	Pr (>t)
S-na	PCA4 - catchment uses (33%)			<0.001 ***
	No. reservoirs upstream. (28%)	0.70	<0.001	<0.001 ***
	Drainage area (20%)			<0.001 ***
	PCA1-Habitat (19%)			0.021 *
S-ex	Mean valley width	0.42	<0.001	<0.001 ***
S-na_s	PCA4 - catchment uses	0.23	0.012	0.0130 *
	PCA1-Habitat (45%)			<0.001 ***
	Distance to source (23%)			0.001 **
S-na_s	No. reservoirs upstream (21%)	0.53	0.002	0.001 **
	PCA3 - site uses (11%)			0.042 *
	Mean valley width (55%)			0.001 **
S-ex_s	Upstream reservoirs length (45%)	0.53	<0.001	0.024 *

Exotic species

A significant model was found for S-ex (Table I). “Mean channel width” was the most influential variable, accounting for 42% of the variance ($R^2 = 0.42$). The final model included only this variable, measured at the site scale, which suggests that this is the most important scale for exotic species richness. Therefore, only a more detailed site model was computed for exotic species richness. This last model (Sex_S) was significant and explained 53% of the variance ($R^2 = 0.53$) (Table I). Similarly, “Mean valley width” was identified as the most influential variable, followed by “River length covered by reservoirs upstream” in this case, accounting for 55% and 45% of the explained variance, respectively.

These results confirm that the number of exotic species increases from the source to the mouth of the river (Kopp et al. 2009). This statement is based in the accumulation of pernicious effects as the river reaches its lower section (Corbacho and Sánchez 2001), accumulating exotic individuals from upstream reservoirs and those going upstream from the mouth (Ruiz 1998). Moreover, in the Guadianar River basin, the initial habitat degradation after the spill favoured the rapid colonization of exotic species (Olias et al. 2005). Toxic mud removal works inevitably caused the elimination of important natural elements for native species such as riparian vegetation or rocky shelters, leaving an altered area where exotic species, generalists and better adapted to degraded zones (Corbacho and Sánchez 2001), have established more successfully than natives.

Exotic species establishment in the Guadianar River basin is a consequence of anglers and government introductions for sport fishing (Fernández-Delgado 2003). The reservoir therefore becomes a source of exotic species, but their dispersal is not homogeneous along the river course. Downstream colonization is more effective than upstream, since individuals barely go upriver towards the source streams. This asymmetrical movement may have a twofold explanation. First, the exotic species in the Guadianar River basin possess

either a flattened body adapted to lentic ecosystems, such as centrarchids and cyprinids, or a small size, such as the eastern mosquitofish. Both body shapes have not evolved to be efficient in dealing with upstream colonisation of the turbulent streams that fill the reservoir (Bernardo et al. 2003), while the fusiform native species find no problems to overcome these currents and even use upstream areas as spawning sites (Herrera and Fernández-Delgado 1992). The second cause may also be related to the adaptation process of exotic species to the stable conditions of the water bodies where they originally inhabit (Elvira and Almodóvar 2001). These stable conditions can be found in reservoirs and their regulated downstream tailwaters, but on the contrary, reaches immediately upstream are under large variations with strong flows during rainy periods and drought during summer, thus inappropriate environments for these exotic species (Magalhaes et al. 2002).

Spill Effect

The ANOVA and post-hoc t-tests between reaches downstream from the Agrio reservoir and each one of the six selected reservoirs, showed significant differences in native species richness between the selected Guadiamar reach and reaches downstream from three reservoirs (Huesna, Rumblar and Fernandina), whereas there were no differences with three others (Cala, Pintado and Montoro) (Table 2). Similarly, no significant differences were found for exotic species.

Table 2. p-Values for t-test of native (-na) and exotic (-ex) richness (S) values between the reach downstream from the Agrio reservoir and reaches downstream from reservoirs in 6 other basins with similar environmental characteristics to the Guadiamar. (* p < 0.05).

	Cala P	Pintado P	Huesna P	Montoro P	Rumblar P	Fernandina P
S-na	0.07	0.02*	0.17	0.65	0.04*	0.02*
S-ex	0.23	0.06	0.31	0.47	0.46	0.49

Unfortunately, this attempt to discern between spill and reservoir effects has not yielded a clear result, but suggests a combination of events. The observed native species richness depletion caused by reservoirs in other river basins, similar to Guadiamar, provides a range of values, and those observed in the Guadiamar River fit within that range. Therefore, we conclude that the current potential effects of spill remnants are not strong enough to cause abnormal fish species richness values. The analysis performed with exotic species yields the same result, which suggests that the set of factors that promote exotic species richness in the Guadiamar River basin are equal to those found in other similar river basins, not affected by the spill. This conclusion suggests that eight years after the accident, the habitat recovery works have minimized the spill effect and the originally affected reach is now exposed to the same impacts that it suffered before this event.

In summary, the native species of the Guadiamar River basin are favoured by environments with low human influence, locations far away from reservoirs, a large drainage area, and the presence of natural shelters in the river channel; therefore, both catchment and site scale approaches must be taken into account to study major influences on native species. On the contrary, exotic species thrive mainly due to site-scale factors downstream from the reservoir, where the alteration of the river channel and accumulated disturbances as the river flows towards the mouth, gives them an advantage versus natives. Nevertheless, the disruption that the toxic spill causes after eight years cannot be considered more important than other human disturbances acting on this watershed and on the other biogeographically similar watersheds considered. Currently, the Agrio reservoir seems to be the main disruptor of the natural fish assemblage dynamics in the Guadiamar River basin. This work highlights that studies that aim to assess or monitor similar accidents should take into account the

previous and current impacts of other anthropogenic factors, such as upstream reservoirs or humanized land uses.

ACKNOWLEDGMENTS

This study is part of the project “Bases para la elaboración de un plan de conservación de los peces continentales autóctonos de Andalucía”, funded by the Andalusian Regional Government. We thank Teresa Saldaña, Antonio Barranco, David Redondo, Manuel Fernández, Enrique Pino, Alejandro Ramiro, Javier Peña and Francisco Aranda for their help both in the field and with GIS.

REFERENCES

- Aguiar F & Ferreira MT. 2005. Human-disturbed landscapes: effects on composition and integrity of riparian woody vegetation in the Tagus River basin, Portugal. *Environmental Conservation* 32: 1–12.
- Aguilar J, Bellver R, Dorronsoro C, Fernández J, Fernández I, García I, Iriarte A, Martín F, Ortiz I & Simón M. 2003. Contaminación de los suelos tras el vertido tóxico de Aznalcóllar. Granada: Editorial Universidad de Granada y Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía.
- Borja F, López-Geta JA, Martín-Machuca M, Mantecón R, Mediavilla C, Del Olmo P, Palancar M & Vives R. 2001. Marco geográfico, geológico e hidrológico regional de la cuenca del Guadiamar. *Boletín Geológico Minero* 112: 13-34.
- Burham KP & Anderson DR. 2002. Model selection and multimodel inference. New York: Springer.
- Clavero M & Hermoso V. 2011. Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation* 20: 41-57.
- Corbacho C & Sanchez JM. 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a Mediterranean-type basin: the Guadiana river southwest Iberian Peninsula. *Regulated Rivers-research and Management* 17: 699–707.
- Doadrio I. 2001. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Madrid: Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- Elvira B & Almodóvar A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59: 323–331.
- Fernández RO, Cervera JVG & Vanderlinden K. 2007. Temporal and spatial monitoring of the pH and heavy metals in a soil polluted by mine spill. Post cleaning effects. *Water Air and Soil Pollution* 178: 229-243.
- Fernández-Delgado C (coord). 2003. *Naturaleza de Andalucía*. Sevilla: Giralda.
- Fernández-Delgado C & Drake P. 2008. Efectos del accidente minero de aznalcóllar sobre la comunidad de peces del río Guadiamar y estuario del Guadalquivir. In: La restauración ecológica del río Guadiamar y el proyecto del Corredor Verde. Sevilla: Junta de Andalucía, pp. 263-281.
- Fernández-Delgado C, Oliva-Paterna FJ, Rincón PA, Gálvez-Bravo L, De Miguel RJ, Ramiro A, Pino E, Peña JP, Aranda F, Arribas C & Moreno R. 2010. Basis for the development of a conservation program for the freshwater fish in Andalusia. Available at: www.uco.es/investiga/grupos/aphanius/proyectodetalle.php?id_proyectos=7.

- Ferreira MT, Aguiar FC & Nogueira C. 2005. Changes in riparian woods over space and time: influence of environment and land use. *Forest Ecology and Management* 212: 145–159.
- Ferreira MT, Sousa L, Santos JM, Reino L, Oliveira J, Almeida PR & Cortes RV. 2007. Regional and local environmental correlates of native Iberian fish fauna. *Ecology of Freshwater Fish* 16: 504-514.
- Field A. 2005. *Discovering Statistics Using SPSS*, Second edition. London: SAGE.
- Gasith A & Resh VH .1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 51–81.
- Hughes SJ, Santos JM, Ferreira MT, Caraça R & Mendes AM. 2009. Ecological assessment of an intermittent Mediterranean river using community structure and function: evaluating the role of different organism groups. *Freshwater Biology* 54: 2383–2400.
- Hughes S, Santos J, Ferreira T & Mendes A. 2010. Evaluating the Response of Biological Assemblages as Potential Indicators for Restoration Measures in an Intermittent Mediterranean River. *Environmental Management* 46: 285-301.
- Johnson JB & Omland KS. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 101-108.
- Kaiser HF. 1960. The application of electronic computers to factor analysis. *Educational and Psychological Measurement* 20: 141-151.
- Kopp D, Syvaranta J, Figuerola J, Compin A, Santoul F & Cérégino R. 2009. Environmental effects related to the local absence of exotic fish. *Biological Conservation* 142: 3207-3212.
- López-Pamo E, Baretino D, Pacheco A, Ortiz G, Arránz JC, Gumié JC, Martínez-Pledel B, Aparicio M & Montouto O. 1999. The extent of the Aznalcóllar pyrite sludge spill and its effects on soils. *Science of the Total Environment* 242: 57-88.
- Magalhaes MF, Batalha DC & Collares-Pereira MJ. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015–1031.
- McArthur RH & Wilson EO. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, New Jersey: Princeton University Press.
- Norris RH & Hawkins CP. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5–17
- Pinto P, Morais M, Ilhéu M & Sandin L. 2006. Relationships among biological elements macrophytes, macroinvertebrates and ichthyofauna for different core river types across Europe at two different spatial scales. *Hydrobiologia* 566: 75–90.
- Olias M, Cerón JC, Fernández I, Moral F & Rodriguez-Ramirez A. 2005. State of contamination of the waters in the Guadiamar valley five years after the Aznalcóllar spill. *Water Air & Soil Pollution* 166: 103–119.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Ruiz AR. 1998. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 142: 353–369.

APPENDICES

Appendix I. Environmental variables (71) registered at the site and catchment scale. The first column at each scale shows the variables not summarized in PCAs. *Water quality: 1 (high quality) – 4 (low quality). ** See details about specific methods in Fernández-Delgado et al. 2010.

Not included in PCAs	SITE SCALE			CATCHMENT SCALE	
	Included in PCA1 (Habitat characteristics)	Included in PCA2 (bank stability)	Included in PCA3 (Land uses)	Not included in PCAs	Included in PCA4 (Land uses)
Mean channel width (m)	Surface occupied by each type of mesohabitat (m^2) % each type of inorganic substrate in riffle, run or pool. % organic substrate in runs and pools.	Runoff (0-1) Livestock access (0-1)	% Native forests % Low disturbed natural areas	Drainage area (km^2) Mean catchment slope (%)	% Native forests % Native shrub or grassland
Reach length (m)					
Mean valley width (m)		Human access (0-1)	% Non-irrigated crops		% Grazed fields
Riparian vegetation width (m)	% of the reach occupied by riffles, run or pool.	Ford, culvert or bridge (0-1)	% Irrigated crops		% Wetlands
Canopy cover (m^2)	Surface area occupied by riffles and runs (m^2)	Clearing of vegetation (0-1)	% Forestry		% Recreational areas
Distance to source (m)	Number of rapids	Water extraction (0-1)	% Recreational areas % Urban, industrial, intensive agriculture		% Crops
River length covered by reservoirs upstream (m)	Number of runs	Gravel or sand extraction (0-1)			% Irrigated crops
No. obstacles downstream	Number of pools	Drain pipes (0-1)			% Urban areas
No. reservoirs upstream	Mean depth in runs (m)	Others (0-1)			% Industrial
Distance from mouth (m)	Mean pool depth (m)	% Embeddedness in riffles			% Mining
Distance to the nearest reservoir upstream (m)	Emerged aquatic vegetation (%)	Bank stability Index **			
No. reservoirs downstream	Underside black in color (0-1)				
Distance to the nearest reservoir downstream (m)	Submerged aquatic vegetation (%)				
Altitude (m.a.s.l.)	Floating aquatic vegetation				
Upstream order (Strahler)	Conductivity ($\mu S cm^{-1}$)				
Water quality(1-4)*	Cover of shelters (m^2)				

Movements and space use of adult catalan chub (*Squalius laietanus*) in lake Banyoles (NE Spain)

Lluís Zamora and Ramon Moreno-Amich

Institute of Aquatic Ecology and Department of Environmental Sciences. University of Girona. Facultat de Ciències, Campus de Montilivi, s/n E-17071 Girona, Spain

ABSTRACT

The Catalan chub (*Squalius laietanus* (L)) is the largest native cyprinid of the Iberian Peninsula, where there is almost no published information on the ecology of this fish species for lacustrine populations. We investigated the movements of Catalan chub in Lake Banyoles, the second largest lake of the Iberian Peninsula, as a part of comprehensive studies of its fish assemblage. Movement patterns and space use of four chubs (361-436 mm in fork length) were analyzed using ultrasonic telemetry and a radio-linked acoustic positioning system. Chub exhibited changes in space use with seasonal variation. In winter and spring they were detected in both the limnetic (mostly in the first 5 m of the water column) and the littoral zone, whereas in summer and autumn detections were significantly higher in the littoral zone than in the open water zone and fish often left the lake to occupy the streams or canals connected with the lake. Tracked fish were more active during night-time, showing a large range of non-random movements between a nocturnal mobility zone and a daylight resting place which changed after few days.

RESUMEN

El bagre (*Squalius laietanus* (L)), es el mayor ciprínido native de la península ibérica y del que se dispone de muy poca información sobre sus poblaciones lacustres. Se han estudiado los desplazamientos de bagre en el lago de Banyoles, el segundo mayor de la península ibérica, en el contexto de un proyecto más amplio sobre la comunidad de peces. El patrón de movimientos y el uso del espacio de cuatro individuos (361-436 mm de longitud furcal) se ha analizado mediante telemetría ultrasónica y sistema de posicionamiento acústico por radio-enlace. Los individuos marcados mostraron cambios en el uso del espacio entre las estaciones de seguimiento. Mientras que en invierno y primavera fueron detectados en la zona limnética y cerca del litoral, en verano y otoño las localizaciones fueron más frecuentes en la zona litoral. Fueron localizados también en el tramo final de los arroyos que se comunican con el lago. Los peces marcados mostraron una mayor actividad nocturna abarcando una superficie muy amplia donde se concentraban los movimientos, así como zonas de reposo durante el día que variaban transcurridos unos días.

Key words: space use, activity, movement patterns, VRAP system.

INTRODUCTION

Until it was described as a new species, the Catalan chub has long been considered formerly within the genus *Leuciscus* and later identified as *Squalius cephalus* (Sanjur et al., 2003). Based on, both morphological differences and cytochrome b sequence data, Doadrio et al. (2007) distinguished the Catalan chub *Squalius laietanus* from other related species with a geographical range from Northeast Spain to Agly (France) drainages (Denys, et al., 2013). It is a rheophilous species that occasionally inhabit lakes and it is usually classified as an ubiquitous or opportunistic species. The knowledge of its ecology is largely limited to riverine populations and little is known about the space use and diet of lacustrine populations. This lack of information is much more severe in the Iberian Peninsula where chub ecology has been poorly studied and there is almost no published information on the ecology of this species (Casals, 1985; Doadrio, 2001).

The use of space by fish is defined by their movement patterns (Wootton, 1990), which in turn reveal their main habitats (Savitz et al., 1983; Freeland, 1991; Léveque, 1995; Benaka, 2002). Although displacements and swimming activity of genera *Squalius* or *Leuciscus* have been the object of various field studies, detailed movement patterns in natural environments remain poorly understood due to the difficulty of long-term tracking. Several techniques have been developed to study chub movements, including both active and passive techniques such as mark-recapture (Nicolas, et al., 1994), catch per unit effort (Fischer & Eckmann, 1997; Hohausová et al., 2003) or radio-tracking (Allouche et al., 1999; Lucas & Baras, 2000; Fredrich et al., 2003), also for related species as dace *Leuciscus leuciscus* (L.) (Clough & Ladle, 1997; Clough & Beaumont, 1998). Despite telemetry has several limitations (e.g. restrictions in the number and size of tracked individuals, post-manipulation mortality, lifetime of the transmitter battery), it has some advantages over passive capture techniques (e.g. gillnetting) for studying the diel locomotor activity of fish (Lucas & Baras, 2000). Telemetry allows the collection of multiple behavioural observations, such as distances travelled, instantaneous swimming activity or site selection and homing during the diel mobility cycle of individual fish. It thus provides a finer degree of spatial and temporal resolution than other techniques. Moreover, the use of an automated monitoring system such as VRAP (VEMCO radio-acoustic positioning) allows detailed investigation and fine resolution of the movements and activities of animals over spatial and temporal scales too large for visual observations, but too small for boat tracking (O'Dor et al., 1998). The system has been applied in a wide variety of tracking studies (Lagardère et al., 1990; Bégout-Anras et al., 1999; Voegeli et al., 2001) although there are few examples for temperate lakes (Zamora & Moreno-Amich, 2002).

We studied a population of Catalan chub in Lake Banyoles, the second largest lake in the Iberian Peninsula. Numerous studies have been carried out on the feeding ecology and habitat use of other fish species in the lake (García-Berthou & Moreno-Amich, 2002; Zamora, 2004). Up to 13 fish species have been introduced into the lake over the past 100 years resulting in the local extinction of stickleback *Gasterosteus gymnurus* and the decline of the other four native species, especially chub and the Mediterranean barbel (*Barbus meridionalis*). The main objective of this work is to report largely unknown patterns of movement, diel mobility rhythm of a lacustrine population of Catalan chub.

MATERIALS AND METHODS

Study site

Lake Banyoles, situated at 42° 7' N, 2° 45'E (NE Spain) and 173 m above sea level, is the second largest lake (112 ha) in the Iberian Peninsula. It has a mixed tectonic-karstic origin and is formed by six basins (Moreno-Amich & García-Berthou, 1989) (Figure 1). The water supply to the lake is through the bottom of these basins

(via subterranean springs) with a mean discharge of 0,040 hm³/day. Inflowing streams contribute with an additional 0,017 hm³/day although only two are permanent through the year. Up to six outflowing canals discharge a mean flow per canal of 0,011 hm³/day. Due to this particular hydrology, calcium concentration and water turnover rate are high (Casamitjana et al., 1993) and it is classified as mesotrophic based on its primary production and its benthic community (Riera de Vall, 1991). Mean depth is 14 m and the littoral zone is present as a narrow band occupied by emergent macrophytes (*Phragmites australis* (Cav.), *Typha angustifolia* L., *Cladium mariscus* (L.) and *Schoenoplectus litoralis* (Schrader)). Due to scarcity of shallow bottoms, turbidity and fish consumption the biomass and diversity of submerged vegetation is low. Present fish community is composed by 9 species and is the result of a long history of introductions in lake Banyoles (García-Berthou et al., 2000b; García-Berthou & Moreno-Amich, 2002)

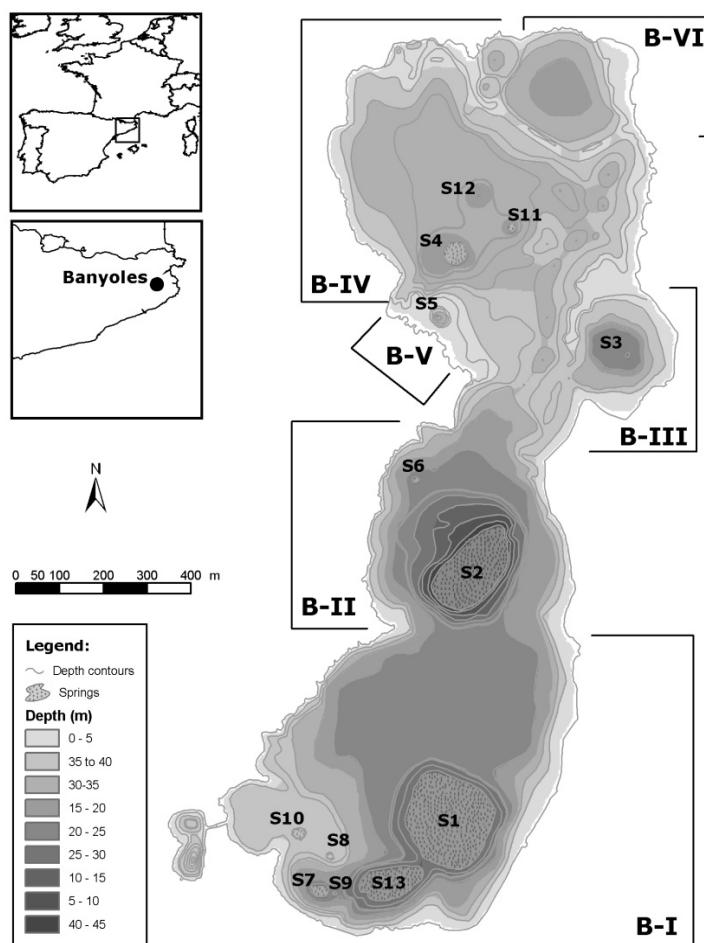


Figure 1. Location of study area and bathymetric map of Lake Banyoles obtained from echosounding profiles. Depth contours are in meters. Lake Banyoles is divided in six basins (from B-I to B-VI) at the bottom of which water might enter as an underground jet spring (from S1 to S13).

Fish sampling

Catalan chub were captured using a boat mounted electrofishing unit in the littoral zone and trammel nets in the open water zone. The boat was equipped with a two-anode—one-cathode setup and a Smith-Root GPP 5.0 model control box. Two anodes were suspended 3 m apart and 2 m in front of the boat and the hull of the aluminum boat was used for the cathode. All boat electrofishing was conducted in the morning with pulsed DC (60 pulses per second) operating typically at 8-12 A and 300-V. Trammel nets sizes were 6 x 2 m in the littoral zone (i.e. set between 0-2 m depth) and 50 x 2 m in the rest of the lake. Mesh size was 7,5 cm. An exploratory survey was also deployed in the riverine habitats connected to the lake in order to analyse the use of these environments by chub. Fish were sampled on August 2006 using a shore-side electrofishing gear (230 V, 2A) in two tributaries and two canals. Two 100m-long stretches were sampled in each of these different riverine habitats. Fish were measured (fork length to the nearest mm) and weighed (to the nearest 0.1 g) and then returned to the water.

Fish tagging and monitoring

We were able to tag only four adult chubs (ranging from 361-436 mm in fork length). Two fish were marked on August and two more in November. The ultrasonic transmitters used (V8-2L VEMCO) were 38 mm long, weighing 5.3 g in air and 3.5 g in water (Voegeli *et al.*, 1996), and had an expected lifespan of 30 days. Fish were individually anaesthetized by immersion in MS222 (3-aminobenzoic acid ethyl ester, 40 mg/l). A 20 mm long incision was made posterior to the pelvic girdle and the transmitter carefully inserted forward into the peritoneal cavity. The sex of fish was impossible to determine at time of implantation. The incision was closed using surgical sutures (3-0 Polydioxanone Ethicon Ltd.). Fish were transferred to a recovery tank, where they were observed continually until the visible effects of the anaesthesia had disappeared. All fish were then released in the same sector where it had been captured within 60 to 90 min.

Fish tracking began as soon as the experimental fish were returned to the lake. One radio-linked acoustic positioning array (VRAP, Vemco™) was deployed prior to fish tagging. Three buoys were moored in a triangle in the north part of the lake. Hydrophones in each buoy detect pulses from one of the transmitters, and then relay this information, via radio-transmission, to a receiver on shore. The base-station is connected to a computer and the VRAP software calculates the position of the fish based on time of arrival of the pulses at each of the buoys. The system is capable of simultaneously tracking up to 6 different transmitters, each of which is operating at a different frequency. A more thoughtful description of the system can be found in Zamora and Moreno (2002). Typically, we obtained a fix for each chub every 2 minutes. When buoy movement and other factors were taken into account, the system appeared to have an accuracy of approximately 1 meter (Bégout Anras *et al.*, 1999; Løkkeborg *et al.*, 2002). Signal detection declined to zero near the littoral zone, due to attenuation by vegetation. When it happened, manual tracking was conducted by boat estimating fish position every 2h using the SRX_400 telemetry receiver (Lotek™) with an ultrasonic upconverter.

Data analysis

Since the detection range of the transmitter varied with noise, refraction (e.g. temperature, deep contour) (Voegeli and Pincock, 1996), presence of vegetation and distance from the centre of the array (O'Dor *et al.*, 1998), buoy systems calculated inaccurate positions that were then removed from the records; otherwise, the

estimated distance travelled and swimming speed would be overestimated. Following Skajaa *et al.* (1998), only the position fixes where the time since the last position fix did not exceed 10 min and the SD < 5 were kept in the analysis. All positions were displayed for each fish in order to explore general movement patterns. Travel paths (polylines) were created from consecutive points (locations), and distance travelled and mean speed were calculated. This type of exploratory analysis was helpful for generating hypotheses to be tested and for observing patterns in the data (Hooge *et al.*, 2000).

A series of descriptive statistics of the fish movement, including the distance travelled and the bearing between locations, were calculated using the Animal Movement Analysis Arcview® Extension (Hooge and Eichenlaub, 1997) to represent basic behaviour. Eccentricity represents the ratio between the minor and the major axis of range. Linearity computes the distance between the travel path endpoints and the total distance travelled. Site fidelity was analysed using a Monte Carlo simulation in order to test if the walks followed a random pattern. The test creates random angles and uses distances between existing sequential points to determine walk points. Mean hourly instantaneous swimming speed was calculated for each fish. The relationship between this mobility measure and time was tested using the circular-linear correlation coefficient (Fisher and Lee, 1983; Mardia and Jupp, 2000). Orientation of movements was analysed testing the uniformity of bearings distribution by Rao's spacing test (Batschelet, 1981). Watson's U₂ test was used to compare the bearing distributions of two fish using mean square deviations (Zar, 1984). Analysis of variance (ANOVA) was used to compare mean swimming speed between individuals. Linear statistical analyses were performed with SPSS 15 and circular statistics with the software Oriana (Kovach Computing Services).

RESULTS

Fish abundance

From a total of 41,242 individuals caught with electric fishing in the littoral zone of the lake, only 18 were chub (0,04% of total CPUE). Littoral fish community was dominated by invasive species, specially largemouth bass (65,5% of captured individuals) and pumpkinseed (26,7%). Relative abundance of chub increased in the limnetic zone where it was the fourth most abundant species with 1,7% of total CPUE (15 from a total of 392 individuals), after perch (43,8%), roach (27,8%), and carp (23,4%). Most of the chub (13 of 15) were captured with trammel nets set in the upper part of the water column (between 0 and 5 m of depth) in spring and winter, although there was no significant seasonal (ANOVA, F 3, 27 = 0.644, P=0.596) or depth (ANOVA, F1,27=0.983, P=0.334) variation in total catches of chub, due to the low abundance. Mean fork length of chub was 427 mm (SE = 19.0, n = 58) with a range of 287-524 mm. Chub was located in tributaries flowing to the lake, but not in outflowing canals (Figure 2). Tributaries were occupied by Mediterranean barbel, chub, eel. Mosquitofish was also captured in the stretch nearest to the lake.

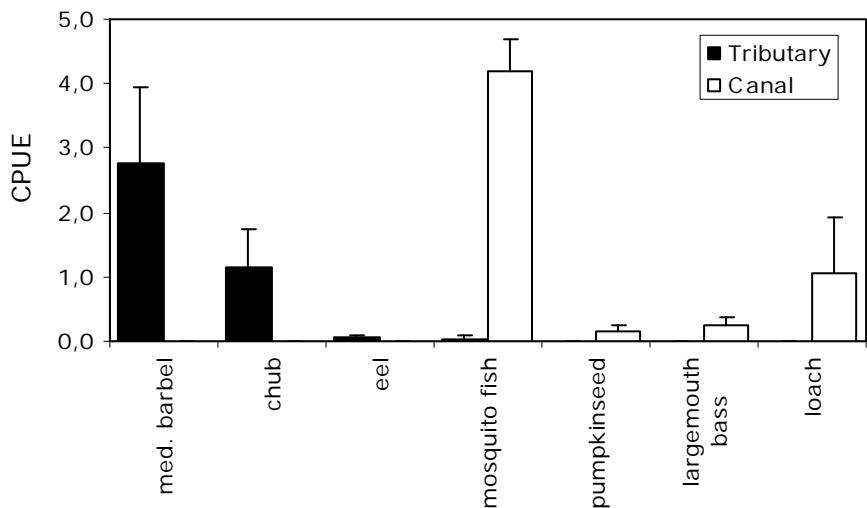
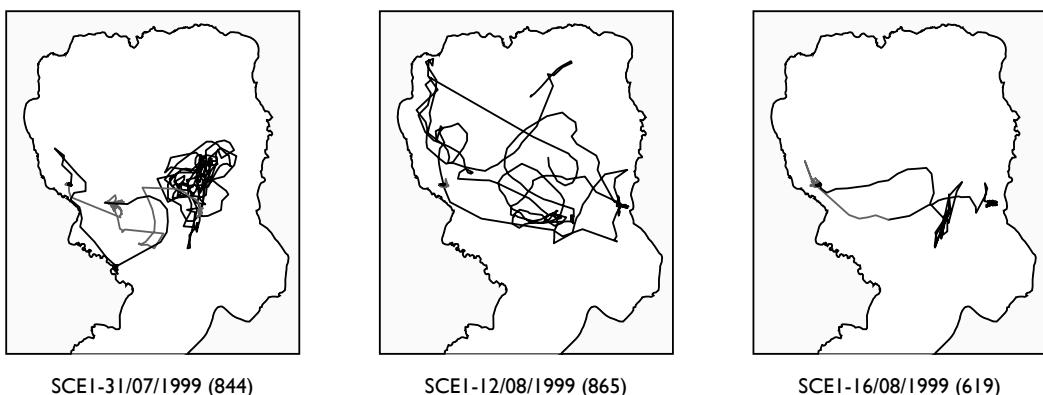


Figure 2. Relative abundance of captures (cpue) in tributaries and canals.

Patterns of movements

All tagged fish survived to surgery and recovered their normal swimming activity after several minutes. Fish #3 (tagged in November) couldn't be tracked automatically due to transmitter failure. The transmitters lasted a mean of 44 d (± 4) and allowed the automatic system to register a total of 17,580 discrete valid observations (after filtering and removing a 5% of erroneous positions). Throughout the experimental period fish #4 spent a long period of time out of range, in the southern part of the lake as confirmed using the portable receiver.

Data from the first 24 h of tracking were excluded from the analysis because all the tagged fish showed a significantly higher degree of mobility during the first tracking day than in each of the next six tracking days (ANOVA, $P < 0.001$). Movements were dispersed along the centre of the lake but constrained to basin IV (Figure 3). Range of movements, estimated using de Minimum Convex Polygon (MCP) was very wide, near the total surface of basin IV (table 1). For fish #1 had a circular range (eccentricity was close to 1), while for the rest of tracked fish range was elliptical. Linearity was very low for all cases as expected for movements in a lake.



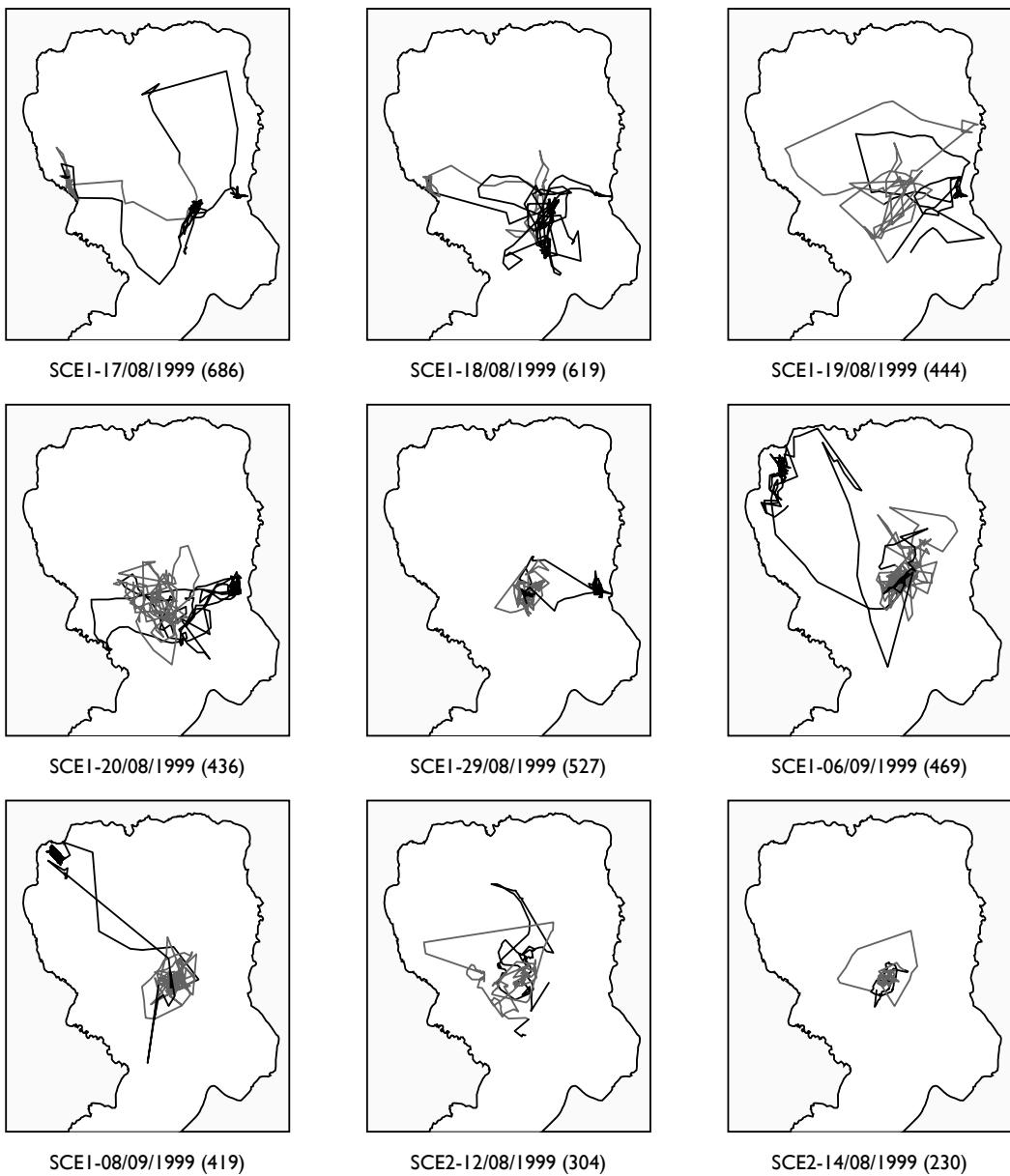


Figure 3. Tracks of two different chub (SCE1 and SCE2) monitored in 1999, in the north half of the lake. Dark line represents nocturnal movements and grey line diurnal displacements.

Both fish tracked continuously in summer showed contrasting results in mobility and space use. During the first 20 days, Catalan chub displayed frequent movements between shallow and open water at night, staying closer to the littoral zone for long periods. During daytime, they stayed in a resting place near the shore showing a low level of mobility until dusk, when they started again their swimming behaviour. In the second half of tracking period the range of movements increased during daytime but they moved to the littoral zone only at night.

Table I. Descriptive statistics of the movement patterns. MCP: minimum convex polygon (ha); e= eccentricity; L= Linearity; r²= mean squared distance (MSD) from the centre of mobility (m2); t²= mean squared distance between successive locations (m2). r= angle concentration; \bar{a} = mean angle (decimals degrees); s': mean angular deviation (decimals degrees); U: value for Rao test; p(U): p-values for Rao test.

Codi	MCP	e	L	r ²	t ²	r	\bar{a}	s'	U	p(U)
SCE1	46,744	0,880	0,0009	68581.36	1215.01	0.012	127.69	183.69	164.8	<0.01
SCE2	22,785	0,765	0,0083	22848.67	2619.43	0.044	138.91	158.22	135.4	<0.10
SCE4	21,989	0,603	0,0781	81278.28	34728.74	0.119	51.87	136.07	125.7	>0.50

This pattern of movements between open waters and littoral zones can be appreciated in circular histograms (Figure 3) of bearings. After testing uniformity in circular distributions with Rao's test, we found significant variation in the distribution of bearings around the circle so that there was a mean direction in displacements. The bimodal circular distribution shows two modes lying opposite each other on the diameter of the circle, corresponding to main direction between the centre of basin IV and the most frequented zones of the shore line. This leads to the angular dispersion estimate (r) near zero. Mean angle was very similar for fishes #1 and #2 around 130°, and lower for fish #4 (52°).

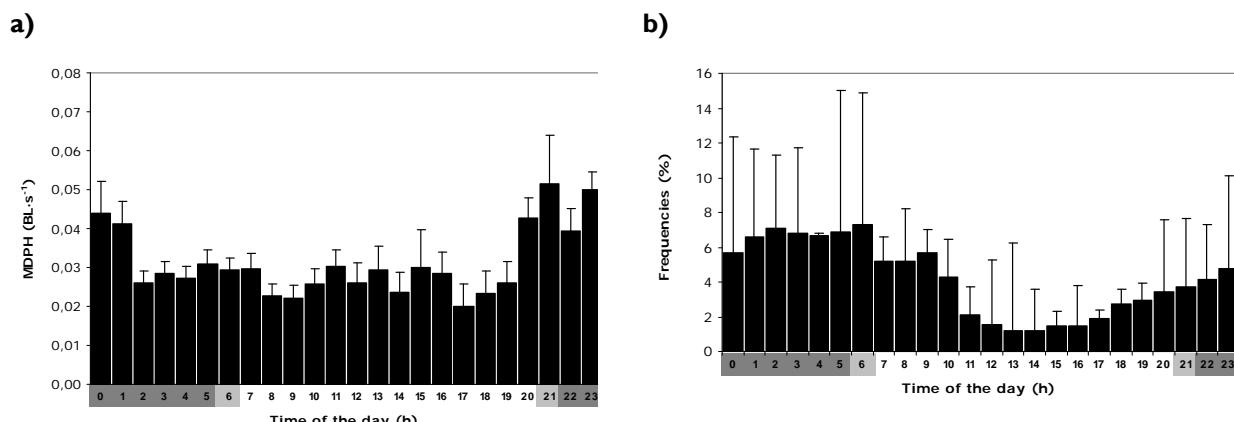


Figure 3. a) Mean swimming speed for all chub tracked during the 24 h cycle (+2 h GMT) measured as the minimum displacement per hour (MDPH). Units are body length per second (BL/s). b) Frequency distribution (in percentage) of bearings >90°, during the 24 h cycle. Vertical bars denote mean values with standard error. The dark and light sections indicate night and day, respectively. Light grey sections indicate dawn and dusk.

There was significant variation within the 24 h cycle for mean mobility (ANOVA, $P < 0.001$) and tagged fish showed a marked nocturnal mobility pattern throughout the study (Figure 3), with a maximum after dusk. Mean instantaneous swimming speed was 0.03 BL s⁻¹ (S.D. = 0.001) with a maximum of 0.555 BL s⁻¹ (± 0.0005). Catalan chub combined long displacements with periods of motionless, staying at the same location for several hours. Mobility was also high for short periods of time when fish explored a small area changing the direction of movement many times. This pattern could be related to feeding activity and can be described by means of the frequency distribution of bearings higher than 90° (as a criteria to reject straight line movements) in front of the total number of bearings (Figure 4). Range of movements was maximal at night and minimal between dawn and dusk.

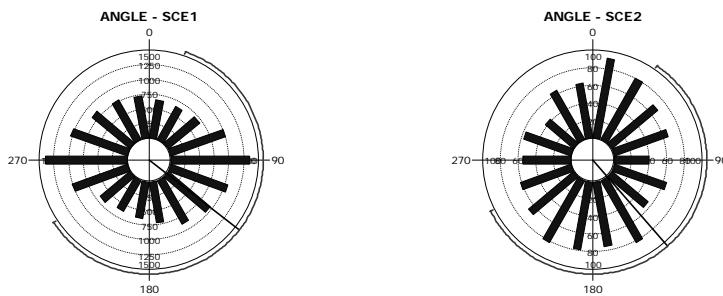


Figure 4. Circular histograms of bearings (in decimal degrees). Each parallel-sided bars show the number of observations within each class range. Solid line represents the mean angle with its standard error (external arc).

DISCUSSION

Catalan chub is very rare in lake Banyoles and we have only detected large individuals probably due to an important predatory pressure over juvenile (García-Berthou and Moreno-Amich, 2000) since recruitment has been observed in the lake (Vila-Gispert, 1996). As with other native species in Lake Banyoles, Catalan chub were abundant prior to fish introductions and there have been no other important environmental impacts in the lake (García-Berthou and Moreno-Amich, 2002). This strongly suggests that Catalan chub has become a rare species due to the introduction of non native fishes. Precise positioning with ultrasonic telemetry has allowed us to characterize the space use of this fish species in Lake Banyoles. Although the low number of captures strongly limits the interpretation of our results, they show that this fish species were present in both the littoral and limnetic zones. Catalan chub increased their presence in the littoral zone in summer and autumn, especially near inflow of tributaries staying over there for several days. In the limnetic zone, Catalan chub were caught mostly in the upper part of the water column (between 0 and 10 m). It is less common in the bottom part, probably related with anoxic process that occurs in summer. Considerable abiotic variation over time has been described in the limnetic zone, particularly in the thermal structure of the water column (Casamitjana and Roget, 1990) which made the meromictic basin IV (where tracking study was deployed) more anoxic with a decrease of benthos in summer (Rieradevall, 1993) affecting the availability of food resources. In winter and spring Catalan chub increased slightly their densities in the limnetic zone. Such seasonal differences in space use seem related to requiring littoral zone for feeding and riverine habitats for spawning (Nastova-Gjorgioska et al., 1997; Hohausová, et al., 2003; Fredrich et al. 2003) and the study of diet showed that most of

the secondary prey were from terrestrial origin, suggesting that Catalan chub fed in large part in lake inlets where it has been found.

Riverine habitats seem to play an important role for the conservation of Catalan chub populations in this lacustrine environment. His survival in a lake with introduced good piscivorous seems dependent on its ability to use nearby riverine habitats that provide more suitable food resources and, probably, refuge. These tributaries are physically isolated from the lake because of the presence of little waterfalls, some meters apart from the shoreline, which avoid the entrance of large non native species. Canals represent the opposite situation, with fish community being dominated by mosquitofish, largemouth bass, pumpkinseed and loach (*Cobitis* sp.). Neither Catalan chub nor Mediterranean barbel were found in the outflowing channels.

Catalan chub showed high mobility during the night until the early morning. However, it seems that this was not a stable diel pattern, since fish tracked alternated nocturnal mobility with long displacements and diurnal mobility for several days. Although tracking data are based on only three individuals and should be treated with caution, our results were consistent with Allouche et al. (1999) who reported a similar diel pattern after analysing habitat use by chub in a large river of France (Upper Rhône) using radiotelemetry. They concluded that chub were not specifically diurnal, crepuscular or nocturnal, but sustained mobility or activity levels suggested the sequence of periods of higher mobility and periods of rest that could be related to feeding strategies. Although nocturnal displacements could be higher than diurnal, Catalan chub do not present a clear diel pattern of mobility as other species also tracked in Lake Banyoles, such as perch (Zamora and Moreno, 2002). The tagged perch showed a circadian pattern, being less active at night than during the day with two peaks of mobility, at sunrise and sunset. The origin of this pattern could be related to foraging rhythms and dependence of perch on light for foraging (Bergman, 1990; Craig, 1987). Similar seasonal variation of mobility budgets, rhythm patterns and timings has also been observed in other cyprinids such as barbell (Baras, 1995) or dace (Clough and Ladle, 1997). In our case, Catalan chub showed high mobility at night, probably related to foraging and exploratory behaviour, but they could not be considered strictly as nocturnal due to the sequence of periods of displacements registered also during day-time.

Acknowledgements

We wish to thank Q. Pou, C. Feo and A. Vila for their assistance in field work. This study was financially supported by the Autonomous Government of Catalonia (FI fellowship and CIRIT grant AR89), the Spanish Ministry of Education, and the Town Council of Banyoles

REFERENCES

- Allouche,S., Thévenet,A., & Gaudin,P. (1999) Habitat use by chub (*Leuciscus cephalus* L. 1766) in a large river, the French Upper Rhône, as determined by radiotelemetry. *Archiv für Hydrobiologie* 145, 219-236.
- Baras,E. (1995) Seasonal activities of *Barbus barbus*: effect of temperature on time-budgeting. *Journal of Fish Biology* 46, 806-818.
- Batschelet, E. 1981. Circular statistics in biology. Academic Press, London. 372

Bégout Anras,M.L., Cooley,P.M., Bodaly,R.A., Anras,L., & Fudge,R.J.P. (1999) Movement and habitat use by Lake Whitefish during spawning in a Boreal Lake: integrating acoustic telemetry and geographic information systems. *Transactions of the American Fisheries Society* 128, 939-952.

Benaka, L. (2002) Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation. Benaka, L. *Symposium 22*, 1-460. Bethesda, Maryland USA, American Fisheries Society.

Bergman, E. (1990) Distributions and competitive abilities of perch *Perca fluviatilis* and ruffe *Gymnocephalus cernuus* along environmental gradients. I-88. Ph.D. dissertation, Department of Ecology and Limnology, Lund University, Sweden.

Casals, F. (1985) Biología i ecología de *Leuciscus cephalus* (L., 1758) en el riu Matarranya. I-171. Ph.D. dissertation, Universitat de Barcelona.

Casamitjana,X. & Roget,E. (1990) The thermal structure of Lake Banyoles. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 24, 88-91.

Casamitjana,X., Schladow,G., & Roget,E. (1993) The seasonal cycle of a groundwater dominated lake. *Journal of Hydraulic Research* 31, 293-306.

Clough,S. & Beaumont,W.R.C. (1998) Use of miniature radio-transmitters to track the movements of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset. *Hydrobiologia* 371/372, 89-97.

Clough,S. & Ladle,M. (1997) Diel migration and site fidelity in a stream-dwelling cyprinid, *Leuciscus leuciscus*. *Journal of Fish Biology* 50, 1117-1119.

Craig,J. (1987) The biology of perch and related fish, pp. 1-333. Croom Helm, London.

Denys, G.P.J., Dettai, A., Persat, H., Doadrio, I., Cruaud, C., Keith, P., (2013) - Status of the Catalan chub *Squalius laietanus* (Actinopterygii, Cyprinidae) in France : input from morphological and molecular data. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 408(4) : 1-13.

Doadrio,I. & Sostoa,A. (2001) Atlas y libro rojo de los peces continentales de España, pp. 1-364. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

Doadrio,I.; Kottelat, M.; Sostoa, A. de.,(2007). *Squalius laietanus*, a new species of cyprinid fish from north-eastern Spain and southern France. *Ichthyological Exploration of Freshwater*, 18: 247-256

Fisher, N.I. i A.J. Lee. (1983). A correlation coefficient for circular data. *Biometrika* 70:327-332.

Fischer,P. & Eckmann,R. (1997) Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Archiv für Hydrobiologie* 140, 91-116.

Fredrich,F., Ohmann,S., Curio,B., & Kirschbaum,F. (2003) Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. *Journal of Fish Biology* 63, 710-723.

Freeland,P. (1991) Habitats and the environment, pp. 1-119. British Library Cataloguing in Publication Data, London.

García-Berthou,E. & Moreno-Amich,R. (2000) Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie* 149, 271-284.

García-Berthou,E. & Moreno-Amich,R. (2002) Fish ecology and conservation in Lake Banyoles (Spain): the neglected problem of exotic species. In Management and Ecology of Lake and Reservoir Fisheries (I.G.Cowx ed.), pp. 223-231. Oxford: Blackwell Science. Fishing News Books.

Hohausová,E., Copp,G.H., & Jankovský,P. (2003) Movement of fish between a river and its backwater: diel activity and relation to environmental gradients. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 107-117.

Hooge, P. N. and Eichenlaub, W. M. Animal movement extension to Arcview. (2) (1997). Anchorage, AK, USA, Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey.

Hooge, P. N., Eichenlaub, W. M., and Solomon, E. K. (2000) Using GIS to analyze animal movements in the marine environment. Unpublished Work

Lagardère,J.P., Ducamp,J.J., Favre,L., Mosneron Dupin,J., & Spérando,M. (1990) A method for the quantitative evaluation of fish movements in salt ponds by acoustic telemetry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 141, 221-236.

Lévéque,C. (1995) L'habitat:être au bon endroit au bon moment? *Bulletin français de la peche et de la pisciculture* 337/338/339, 9-20.

Løkkeborg, S., Fernö, A., and Jørgensen, T. (2002) Effects of positioning interval on estimated swimming speed and movement pattern of fish tracked with a stationary positioning system. Thorstad, E. B., Fleming, I. A., and Naesje, T. F. 259-264. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. *Developments in Hydrobiologoy. Aquatic Telemetry. Proceedings of the Fourth Conference on Fish Telemetry in Europe.*

Lucas,M.C. & Baras,E. (2000) Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries* 1, 283-316.

Mardia, K.V. i P.E. Jupp. (2000). *Statistics of directional data*. John Wiley & Sons, Chichester. 429

Moreno-Amich,R. & García-Berthou,E. (1989) A new bathymetric map based on echo-sounding and morphometrical characterization of the Lake of Banyoles (NE-Spain). *Hydrobiologia* 185, 83-90.

Nastova-Gjorgjioska,R., Kostov,V., & Georgiev,S. (1997) Nutrition of chub *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758) from the River Babuna. *Ribarstvo* 55, 53-65.

Nicolas,Y., Pont,D., & Lambrechts,A. (1994) Using γ -emitting artificial radionuclides, released by nuclear plants, as markers of restricted movements by chub, *Leuciscus cephalus*, in a large river, the Lower Rhône. *Environmental Biology of Fishes* 39, 399-409.

O'Dor,R.K., Andrade,Y., Webber,D.M., Sauer,W.H.H., Roberts,M.J., Smale,M.J., & Voegeli,F.M. (1998) Applications and performance of Radio-Acoustic Positioning and Telemetry (RAPT) systems. *Hydrobiologia* 371/372, 1-8.

Rieradevall, M. (1991) Ecología i producció del bentos del llac de Banyoles. 1-223. Universitat de Barcelona.

Rieradevall,M. (1993) Species composition and depth distribution of meiobenthos in Lake Banyoles. *Verhandlungen International Vereinigung Limnology* 25, 726-730.

Sanjur, O., Carmona, J. A., & I. Doadrio (2003) Evolutionary and biogeographical patterns within Iberian populations of the genus *Squalius* inferred from molecular data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 29: 20-30.

Savitz,J., Fish,P.A., & Weszely,R. (1983) Habitat utilization and movement of fish as determined by radio-telemetry. *Journal of Freshwater Ecology* 2, 165-174.

Skajaa,K., Fernö,A., Lokkeborg,S., & Haugland,E.K. (1998) Basic movement pattern and chemo-oriented search towards baited pots in edible crab (*Cancer pagurus* L.). *Hydrobiologia* 371/372, 143-153.

Vila-Gispert, A. (1996). Estratègies reproductives de les espècies íctiques de les famílies Centrarchidae i Cyprinidae a l'Estany de Banyoles. *Tesi doctoral. Universitat de Girona.* 289 pp.

Voegeli,F.A., Lacroix,G.L., & Anderson,J.M. (1998) Development of miniature pingers for tracking Atlantic salmon smolts at sea. *Hydrobiologia* 35-46.

Voegeli, F. A. and Pincock, D. G. (1996) Overview of underwater acoustics as it applies to telemetry. Baras, E. 23-30. 1996. Liège, University of Liège. *Proceedings of the First Conference and Workshop on Fish Telemetry in Europe.*

Voegeli,F.A., Smale,M.J., Webber,D.M., Andrade,Y., & O'Dor,R.K. (2001) Ultrasonic telemetry, tracking and automated monitoring technology for sharks. *Environmental Biology of Fishes* 60, 267-281.

Wootton,R.J. (1990) *Ecology of teleost fishes*, pp. 1-404. Chapman & Hall, London.

Zamora, L. (2004) Distribució espacial i ús de l'hàbitat de la comunitat de peixos a l'estany de Banyoles. I-343. Ph.D. dissertation,. Universitat de Girona.

Zamora,L. & Moreno-Amich,R. (2002) Quantifying the activity and movement of perch in a temperate lake by integrating

RESÚMENES

P-1: 1

INSTRUMENTOS Y COMPROMISOS ESTATALES PARA LA CONSERVACIÓN Y EL SEGUIMIENTO DE LA ICTIOFAUNA ESPAÑOLA

Ricardo Gómez Calmaestra

Jefe del Servicio de Vida Silvestre. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental y Medio Natural. Subdirección General de Medio Natural. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente r.calmaestra@magrama.es

Se ofrece una síntesis de la situación actual, en cuanto a estado de conservación y de protección, de la ictiofauna continental española. Se muestran los instrumentos jurídicos vigentes establecidos por la Ley 42/2007, de 13 de marzo, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (régimen general de protección, Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y Catálogo Español de Especies Amenazadas, desarrollados mediante Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero). Asimismo, se relacionan estos instrumentos con la aplicación de la Directiva 92/43/CEE, de hábitats, teniendo en cuenta que 32 especies de la ictiofauna española son actualmente "Especies de Interés Comunitario". Se abordan otros instrumentos para la conservación, atendiendo especialmente al Catálogo de Especies Exóticas Invasoras, regulado mediante Real Decreto 1628/2011, actualmente en proceso de modificación.

La segunda parte de la ponencia pretende mostrar los compromisos existentes, derivados de la normativa comunitaria y estatal, para el seguimiento del estado de conservación de los peces continentales en España. Así, España debe informar sexenalmente a la Comisión Europea acerca de las especies de peces de Interés Comunitario; los taxones incluidos en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial también deben ser objeto de seguimiento periódico y existe la obligación de mantener un conocimiento actualizado sobre el conjunto de nuestra ictiofauna (distribución, estado de conservación) en el marco del inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, regulado mediante Real Decreto 556/2011, de 20 de abril. Todo ello supone una importante labor que deberá abordarse conjuntamente entre los gestores y el colectivo científico especializado.

P-1: 2

RESTORATION OF AQUATIC ECOSYSTEMS

Gunnar Persson,

VESO National Centre for Veterinary Contract Research and Commercial Services, LTD Oslo, Norway. www.veso.no

Native biodiversity in European waters is increasingly under attack from the invasion of nonnative, alien fish species, IAS, and from parasites, especially *Gyrodactylus salaris*.

Many of these alien species like *Cyprinus carpio* and *Pseudorasbora parva* are causing severe problems to native ecosystems and reduced biodiversity.

Invasive alien species (IAS) have been recognized as the second most important threat to biodiversity at the global level.

The most severe introduction of the parasite *Gyrodactylus salaris* took place in the -70's ties in Norway when the Salmon Farming started. The reduction of Atlantic salmon in Norwegian rivers is not only a national economical yearly loss of around €130 million; it is also a very important National symbol for Norway.

The presence of *Gyrodactylus salaris* in Norway is a severe threat also to neighboring countries like UK, Scotland and other Northern European countries.

Restoration by Eradication, using Rotenone as a Management Tool.

One of the most valuable management tools in a restoration programs is the natural Piscicide, Rotenone. The use of rotenone is the only eradication method, other than complete dewatering of lakes or the use of explosives.

Rotenone offers a 100% eradication efficacy which is essential for both IAS and *Gyrodactylus salaris*. Today, we have an accumulated need for restoration activities throughout Europe.

0-1: 1

BEHAVIOUR OF TWO ECOLOGICALLY DIFFERENT CYPRINID SPECIES IN A POOL-TYPE FISHWAY**Paulo Branco¹, José Santos¹, Christos Katopidis², António Pinheiro³, Teresa Ferreira¹**¹CEF - Forest Research Center, Technical University of Lisbon, Portugal; ²Katopidis Ecohydraulics Ltd, ³CEHIDRO, Instituto Superior Técnico, Technical University of Lisbon

Loss of natural river network connectivity is presumed to be one of the more generalized and important human-induced alterations in natural environments and is frequently perceived as one of the main causes of the decline of freshwater fish species. Migratory fish are particularly sensitive to this connectivity loss as their ability to reach spawning grounds is seriously affected. The implantation of a fish passage device is the most common way to circumvent a barrier and to lower its impacts. These structures should be able to facilitate obstacle negotiation by the widest possible specter of fish species, but commonly aim at a target species or at a target species group. There is thus, the need to determine dimensioning values and hydraulic parameters that allow these structures to be used by a plethora of fish species. The main goal of this work is to study the performance and behaviour of two potamodromous species with different ecological characteristics (*Luciobarbus bocagei* – bottom oriented, and *Squalius pyrenaicus* – surface oriented) in an experimental full-scale pool-type fishway capable of accommodating two different flow regimes (plunging and streaming). Hydraulic characterization of the fishway was done by means of a Vectrino 3D acoustic Doppler velocimeter. Results show that in the plunging flow both species used almost exclusively the bottom orifice. In the streaming flow the species used differently both orifices – *L. bocagei* used both the bottom orifice and the surface notch indistinctly, while *S. pyrenaicus* used significantly more the surface notch on its upstream movements. Both species were more successful in negotiating the fishway in the streaming flow; 74% of the all negotiation successes were attained during this regime. The streaming flow regime augments the negotiation of the fishway by turning the surface notch into a usable orifice to both species - the surface oriented species tends to favour this orifice while the bottom oriented species divides its movements equally between both orifices. Streaming flow regime is the most adequate for pool-type fishways implanted in systems in which a wide range of fish ecomorphological traits are found as it will enhance fish passage success.

Keywords: connectivity, pool-type fishway, plunging flow, streaming flow, potamodromous

0-1: 2

RESPONSE OF A POTAMODROMOUS FISH (LUCIOBARBUS BOGAGEI) TO THE HYDRAULIC ENVIRONMENT CREATED BY BOULDER PLACEMENT IN AN EXPERIMENTAL POOL-TYPE FISHWAY**José Maria Santos¹, Paulo Branco¹, Ana Silva¹, Christos Katopidis², António Pinheiro³, Teresa Ferreira¹**¹Instituto Superior de Agronomia, Portugal; ²Katopidis Ecohydraulics Ltd, Canada; ³Instituto Superior Técnico, Portugal

Pool-type fishways related literature has seen a recent upsurge of interest in the placement of instream structures for improving fish passage. Despite their potential influence for aiding fish passage, there is still no information on how different flow regimes created by boulder placement influence upstream fish movements. The main goal of this study is to assess the performance of two different flow regimes, characterized by the relative depth (d/h) of flow, where d is the water depth and h is the height of artificial bottom substrata, in assisting fish passage in an experimental full-scale pool-type fishway. Two series of experiments consisting of 20 replicates each and representing distinct flow regimes created by boulder placement in the flume bottom – $d/h > 4$ (regime 1) and $1.3 < d/h < 4$ (regime 2) - were carried out to analyze the proportion and timing of successful upstream movements of a potamodromous cyprinid, the Iberian barbel (*Luciobarbus bocagei*). Although no significant differences in passage success was observed between both regimes, fish transit time was significantly lower in regime 2. The results of this study showed that boulder relative height and consequent flow regimes are important for fish transit times and highlighted the usefulness of boulder placement as potential drivers for aiding fish passage in pool-type fishways.

O-1: 3

EFICIENCIA DE ASCENSO DE LA TRUCHA COMÚN (SALMO TRUTTA) EN UNA ESCALA DE PECES DE HENDIDURAS VERTICALES: LA INFLUENCIA DEL SEXO, LA EDAD, EL CAUDAL Y LAS CONDICIONES DE EXPERIMENTACIÓN

Francisco Javier Bravo Córdoba, Francisco Javier Sanz Ronda, Nuria Ramos González, Juan Francisco Fuentes Pérez

Universidad de Valladolid, España

El presente artículo evalúa una escala de peces de la tipología hendidura vertical para la trucha común (*Salmo trutta*) en el río Porma (cuenca Duero), en la zona noroeste de España. Este tipo de paso para peces es uno de los más utilizados en todo el mundo y en la Península Ibérica su uso se está incrementando rápidamente. Sin embargo, su idoneidad para la migración de los peces nativos no ha sido testada.

Por ello, se analiza el comportamiento de ascenso de una muestra de trucha común en función de su sexo y edad, bajo diferentes condiciones de caudal y períodos de experimentación. Se ha estudiado el momento del día en que se producen los movimientos, se ha realizado una comparación entre el éxito y el fracaso de ascenso y se ha analizado el tiempo de paso. El sexo ha resultado ser un factor independiente de la eficiencia, pero la edad y especialmente el caudal circulante por la escala han sido determinantes en el movimiento de los peces. Los momentos de mayor movimiento suceden en el intervalo horario que va desde las 14:00 a las 22:00 h (hora solar), mostrándose además una relación clara con la variación de la temperatura del agua.

Estos resultados permiten optimizar los criterios, tanto de diseño como de manejo, de las escalas de hendiduras verticales para la trucha común y puede servir de orientación para futuras evaluaciones en este tipo de estructuras.

O-2: 1

EXPERIENCIA EN REHABILITACIÓN DE FREZADEROS PARA LA TRUCHA COMÚN (*SMO TRUTTA*) EN LA CUENCA DEL RÍO GUADALOPE (ARAGÓN, CUENCA DEL EBRO)**Sara Lapesa Lázaro¹, Ester Ginés¹, José Manuel González², Jesús Cancer³**¹SODEMASA. GOBIERNO DE ARAGÓN, España; ²Servicio provincial de agricultura, ganadería y medio ambiente de Teruel, Gobierno de Aragón, España;³Servicio de caza, pesca y medio acuático. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Aragón, España

Los censos de fauna piscícola realizados hasta el momento en Aragón, han mostrado que en algunos tramos importantes de ríos donde tradicionalmente las poblaciones de trucha común (*Salmo trutta*) eran abundantes, la densidad de las mismas ha descendido considerablemente o incluso ha desaparecido. Dicho resultado no es excepcional en el contexto de los ríos de la Península Ibérica, y se considera que la disponibilidad de áreas de freza para la especie es una de las razones de tipo local que pueden estar influyendo en estas observaciones.

En los ríos de la región mediterránea de la comunidad Autónoma de Aragón se ha visto agudizada en los últimos años la tendencia geológica natural a la sedimentación y compactación de los fondos fluviales, lo cual afecta a la disponibilidad de áreas de freza para la trucha común que no es capaz de excavar sus nidos de freza en las zonas compactadas o con grandes cúmulos de sedimentos.

La experiencia que se muestra aquí se ha realizado en tres ríos de la cuenca del río Guadalupe en la provincia de Teruel. En dichos cauces existen datos de seguimiento de las áreas de freza para la trucha común desde el año 2000, además se incluyen dentro de la red de seguimiento anual de la trucha común del gobierno de Aragón desde el año 2006.

La metodología utilizada para la rehabilitación de frezaderos han sido medios mecánicos mediante barrenado y rastrillado del lecho del río.

El seguimiento de las actuaciones incluye: 1) Análisis del uso de las áreas rehabilitadas durante el periodo de la freza; 2) análisis de la composición granulométrica del medio antes y después de la rehabilitación; 3) análisis de la comunidad bentónica antes y después de la rehabilitación; 4) control de la emergencia de los alevines durante la primavera; 5) control del alevinaje y el reclutamiento durante el verano.

O-2: 2

ERRADICACIÓN DE DOS POBLACIONES NATURALIZADAS DE TRUCHA ARCO IRIS EN AGUAS HABITADAS POR TRUCHA COMÚN EN EL MACIZO DE SIERRA NEVADA (GRANADA)**Borja Nebot Sanz¹, Silvia Rubio Rubio², Francisco Javier Galindo Parrilla²**¹Consejería de Medio Ambiente, España; ²Agencia de Medio Ambiente y Agua

La Trucha arco-iris, nativa del oeste de Norte América, es una de las especies de peces más ampliamente introducidas en todo el mundo, estando calificada por la UICN como una de las 100 especies más invasora a nivel mundial. En diversos ríos de las provincias de Granada, Almería y Jaén se han detectado poblaciones reproductoras procedentes de repoblaciones antiguas realizadas en los años 60 y 70 con ejemplares tanto machos como hembras. El hábitat ocupado se encuentra incluido en ENPs con una alta biodiversidad y con presencia actual o histórica de trucha común, lo que implica competencia directa por los recursos tróficos y el refugio, predación sobre alevines y juveniles, transmisión de patologías, desplazamiento e interferencia reproductiva. Es por ello, que la CMA inició en el año 2009 el expediente de Erradicación de las poblaciones naturales de Trucha arco iris en las aguas habitadas por la Trucha común en el macizo de Sierra Nevada, cofinanciado por los fondos europeos FEADER. Apenas existen experiencias en el control de las poblaciones de Trucha arco iris, por lo que se han escogido dos tramos experimentales en el Espacio Natural de Sierra Nevada: el Río Alcázar, donde conviven la Trucha común y la Trucha arco iris, habiéndose constatado la casi desaparición de la especie autóctona; y el Río Pueblo, donde solo existen individuos de Trucha arco iris. La eliminación de los ejemplares se hace mediante pasadas de pesca eléctrica en tramos acotados mediante redes. En el Río Pueblo, donde no existía Trucha común, se han rastrillado los frezaderos, interfiriendo así en la reproducción de la especie exótica. Este tipo de trabajo no se ha realiza en el Río Alcázar, ya que los frezaderos son utilizados tanto por la Trucha común como por la Trucha arco iris, pudiendo influir en el éxito reproductor de la especie autóctona. El Río Alcázar en la cabecera consta de tres afluentes que posteriormente se unen. Tras los trabajos realizados en estos tres años, la Trucha arco iris presente en estos tres arroyos ha desaparecido, habiéndose desplazado aguas abajo debido a la presión ejercida. Por otra parte, la población de Trucha arco iris presente en el Río Pueblo, prácticamente ha desaparecido, lo que ha permitido llevar a cabo la reintroducción de ejemplares adultos y alevines de Trucha común durante 2011 y 2012. Se puede inferir que la metodología aplicada es altamente efectiva en tramos fluviales de media-alta montaña andaluza.

O-2: 3

CONOCIMIENTO DE LA BIODIVERSIDAD DE PECES DE AGUA DULCE EN LAS RESERVAS DE LA BIOSFERA ESPAÑOLAS**Andrea Pino del Carpio, Arturo H. Ariño, Jordi Puig, Rafael Miranda**

Departamento de Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra, Pamplona, Navarra

Los ecosistemas de agua dulce son uno de los ecosistemas que se encuentran entre los más amenazados del mundo. Aun así la diversidad de peces existentes en ellos es una de las menos estudiadas. Este problema cobra mayor importancia si consideramos que los peces de agua dulce son el segundo grupo de vertebrados más amenazados del mundo. En este trabajo se evalúa el conocimiento de peces de agua dulce en las reservas de biosfera. Estas áreas protegidas son zonas que han sido creadas con los objetivos de conservación, uso sostenible de los recursos y la promoción del desarrollo del conocimiento científico. Como un primer paso para una adecuada gestión, el objetivo de este estudio fue el de encontrar posibles diferencias entre tres fuentes de información sobre la biodiversidad: documentos oficiales referentes a las reservas, la base de datos del GBIF (Infraestructura Mundial de Información en Biodiversidad) y la literatura científica (atlas y libro rojo de peces). Además, se analizó la presencia de especies amenazadas así como la presencia de especies no nativas dentro de las reservas de biosfera. La observación de diferencias en la información entre estas tres fuentes indica que no existe una buena comunicación entre los gestores de las reservas y aquellas personas que realizan investigaciones dentro de ellas. Las diferencias en la información de especies o la no consideración de especies amenazadas y/o no nativas, muestra el incumplimiento de una de las misiones establecidas en el Programa hombre y biosfera (MAB) en cuanto al desarrollo e integración de conocimientos y al fomento de un mayor diálogo entre la ciencia y la política. La consecuencia más importante de la falta de consideración de algunas especies (amenazadas, no amenazadas y no nativas) dentro de las reservas de biosfera, es la dificultad que conlleva este desconocimiento para la elaboración de estrategias de conservación adecuadas que permitan gestionar de manera efectiva dichas especies.

O-2: 4

CONECTIVIDAD Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN LA MARISMA DEL ESPACIO NATURAL DE DOÑANA**Juan Luis Fernández de la Rosa¹, Raquel Moreno-Valcárcel¹, Francisco Oliva Paterna², Carlos Fernández-Delgado¹**¹Universidad de Córdoba, España; ²Universidad de Murcia, España

Con la intención de evaluar el efecto fragmentador de las infraestructuras hidráulicas existentes en la marisma del espacio natural de Doñana sobre su comunidad de peces, se muestrearon un total de 44 localidades de la Marisma Oriental de Doñana, calculando su grado de aislamiento en base a un índice de conectividad. También se evaluaron los índices de Diversidad de Shannon, Índice de Importancia Relativa (IRI), Índice de Bienestar (IWB) e Índice de Bienestar Modificado (MIWB) y se estudió la condición somática de las cuatro especies más abundantes (*A. boyeri*, *C. carpio*, *G. holbrooki* y *F. heteroclitus*).

Los índices de diversidad mostraron marcadas diferencias entre zonas en función del grado de conectividad, siendo las especies autóctonas las más afectadas por la fragmentación de la marisma. Las zonas con mayor conectividad mostraron mayor riqueza de especies y un mayor índice de bienestar de la comunidad. Las especies más ampliamente distribuidas fueron las invasoras, mostrando una mayor resistencia a las condiciones extremas. En cuanto a los análisis de condición somática, *F. heteroclitus* fue la única especie que mostró diferencias significativas entre zonas conectadas y aisladas.

O-2: 5

THE RELEVANCE OF THE TOXIC SPILL FOR FISH DIVERSITY IN THE GUADIAMAR RIVER BASIN 8 YEARS AFTER THE AZNALCOLLAR ACCIDENT.**Ramón José De Miguel Rubio¹, Lucía Gálvez-Bravo², Francisco José Oliva-Paterna³, Carlos Fernández-Delgado¹**¹Universidad de Córdoba, España; ²Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, Ciudad Real, España; ³Universidad de Murcia, España

On April 25th 1998, the tailing pond of a mine in Aznalcóllar (Sevilla) broke and released 4 Hm³ of acid water and 2 Hm³ of mud rich in heavy metals. This caused the devastation of 67 km of the main channel and flood plain of the Guadiamar River, becoming one of the most environmentally harmful toxic spills worldwide. The aim of this study was to assess whether the fish community in the Guadiamar River basin is still under the influence of the spill remnants.

Eight years after the accident, between September 2006 and March 2007, fish surveys took place at 22 sampling sites, including most tributaries within the Guadiamar watershed, and sites above and below the spill point. At each site, fish were caught by electrofishing, and identified up to species. In the Guadiamar River basin there is an almost complete overlap between the area affected by the spill and that influenced by the Agrio reservoir, and both factors are expected to have a negative influence on richness and diversity. Therefore, in order to establish whether the spill influence is greater than that of the reservoir, fish richness and diversity data from points located downstream from reservoirs in 6 nearby basins (not affected by the spill) were compared with values downstream of the Agrio reservoir using ANOVA.

The fish community of the Guadiamar River basin includes 9 native and 5 exotic species. Native species are more abundant in sites with low human influence and far away from reservoirs. On the other hand, exotic fish are mainly found downstream from the reservoir, where accumulated disturbances as the river flows towards the mouth give them an advantage versus natives. There were no clear differences between Guadiamar River basin values and those of similar basins, suggesting that the current potential effects of spill remnants are not strong enough to cause abnormal fish species richness and diversity values in the Guadiamar River basin.

We conclude that eight years after the accident, richness and diversity in the Guadiamar fish community are more influenced by anthropogenic impacts than by the long-term influence of the toxic spill. This work highlights that studies that aim to monitor the long-term effects of pollution events should take into account the previous and current impacts of other anthropogenic factors, such as upstream reservoirs or humanized land uses.

O-2: 6

L'ESTANY D'IVARS: UN LAGO RESTAURADO CON UNA COMUNIDAD DE PECES DOMINADA POR ESPECIES INVASORAS**Frederic Casals Martí¹, Nuno Caiola²**¹Secció de Fauna Silvestre. Dpt. de Producció Animal. Universitat de Lleida, España; ²Unitat d'Ecosistemes Aquàtics. IRTA.

L'Estany d'Ivars fue desecado en 1951 y restaurado en 2005. En este momento, el lago es un de los mayores de Catalunya, con una superficie de 126 ha y una profundidad máxima de 3,95 m. Se ha realizado el seguimiento de la comunidad íctica durante 4 años (2008 a 2011) mediante un muestreo estratificado al azar con redes multimalla (DEGERMAN et al., 1988).

La comunidad íctica potencial puede considerarse compuesta por seis especies: la anguila europea (*Anguilla anguilla*), el barbo del Ebro (*Lucioarbus graellsii*), la madrilla (*Parachondrostoma miegii*), la bagra (*Squalius laietanus*), la colmilleja (*Cobitis paludica*) y el fraile (*Salaria fluviatilis*) (CASALS et al., 2007). A pesar de ello, la comunidad íctica actual está dominada por dos especies introducidas: la carpa (*Cyprinus carpio*) y la lucioperca (*Sander lucioperca*). Esta nueva estructura de la comunidad es el resultado de la introducción de peces y de la degradación del hábitat (condiciones eutróficas) que favorecen el establecimiento de las especies exóticas. Otras interacciones como la predación de la lucioperca sobre las especies nativas pueden impactar sobre la comunidad íctica. Para una total recuperación de la comunidad íctica original se precisa una restauración ambiental, relacionada con la mejora de la calidad del agua, y la repoblación de las especies nativas para la recuperación de sus poblaciones. En el caso de las especies amenazadas también será necesaria la cría en cautividad.

CASALS, F; ANGLADA, J. & CAPDEVILA, J. 2007. Proposta de recuperació de l'estany. In: Patrimoni natural i històric de l'estany d'Ivars i Vila-Sana. 231 pp. La Llена ambiental (Lleida).

DEGERMAN, E.; NYBERG, P. & APPELBERG . 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligo-thropic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. Nordic Journal of Freshwater resources, 64: 91-100.

0-3: 1

GESTIÓN DE LA PESCA EN AGUAS CONTINENTALES DE CATALUNYA**Àlex Cuadros¹, Joan Baraut Plarromani², Rosa Marsol Farrero³**¹Direcció General del Medi Natural i Biodiversitat, Generalitat de Catalunya; ²Forestal Catalana S.A., España; ³Direcció General del Medi Natural i Biodiversitat

La pesca en aguas continentales de Catalunya es una actividad que se viene realizando desde hace siglos, y que en las últimas décadas ha experimentado un auge considerable. Mientras que antes la pesca se practicaba para alimentarse, la mentalidad de muchos ha cambiado y ahora la pesca es más una forma de ocio, tendiendo año tras año a un incremento paulatino de la pesca sin muerte.

Desde 2007 la administración de la Generalitat de Catalunya gestiona de forma exclusiva la pesca en aguas continentales. A partir de aquí, se inicia el trámite de redacción de la Ley de pesca que se publica a finales de 2009 bajo el mandato del Tripartito. En 2010 pasa a gobernar CIU y se inicia el trámite del Reglamento de la Ley de Pesca y el Plan de Ordenación, que por cambios normativos estatales y falta de acuerdos termina por quedarse estancado y publicarse este año 2012 una Resolución de pesca con numerosos cambios. A nivel de gestión, se modifican muchos tramos de pesca, y se promueve de forma clara la pesca sin muerte, ya sea con descuentos económicos del 50% respecto a la pesca con muerte, con mas kilómetros de ríos pescables, así como siendo mas permisivos en lo que a utilización de señuelos se refiere.

En lo que a repoblaciones se refiere, la administración vela para que haya un equilibrio entre necesidades del sector y sostenibilidad de los recursos. En este sentido, se han reducido las repoblaciones en zonas intensivas así como el número de estas. Una de las apuestas de este gobierno es tender a cambiar las repoblaciones con trucha de linaje centroeuropeo por translocaciones de ejemplares del propio río lo más autóctonos posibles a estaciones de alevinaje donde crezcan y puedan reducirse los niveles de mortalidad que se producen en el medio natural.

Otro de los ejes importantes de gestión es la lucha contra las especies exóticas invasoras. Mas que una prohibición genérica, se apuesta por una gestión de algunas de estas especies consideradas alóctonas, pero no invasoras, confinándolas en zonas artificiales o semi-naturales donde hay poca o nula abundancia de especies autóctonas. Para el resto de masas de agua la directriz es clara: sacrificio obligatorio. En este sentido, la administración colabora aportando recursos económicos y humanos al proyecto LIFE+ que se está llevando a cabo en el lago de Banyoles y que pretende erradicar o controlar las especies exóticas presentes.

0-3: 2

RESULTADOS DEL ATLAS DE PECES DEL DELTA DEL EBRO**Verònica López¹, Quim Pou², Josep M Queral¹, Miguel Clavero³, Nati Franch¹, Norbert Gaya¹, Montse Garrido¹**¹Parc Natural del Delta de l'Ebre, España; ²Sorelló, estudis al medi aquàtic; ³Estació Biològica Doñana - CSIC

El Delta del Ebro con 320 Km² es la segunda zona húmeda más importante del mediterráneo occidental y engloba una enorme diversidad de ambientes acuáticos. En las aguas deltaicas se han citado hasta ahora más de 90 especies de peces, algunas en grave peligro de extinción. Los cambios y la degradación de los ecosistemas litorales, la contaminación y las sucesivas introducciones de especies alóctonas, son algunos de los factores que explican que la ictiofauna del Delta se encuentre en plena transformación. El Parque Natural del Delta del Ebro ha desarrollado entre 2007 y 2010 muestreos de peces enfocados a conocer la estructura y distribución actual de la comunidad íctica deltaica y que darán lugar a la elaboración de un Atlas de Peces. Se trata de un estudio pionero que conllevará propuestas de mejora y conservación de zonas húmedas de importancia para la fauna íctica y se convertirá en una herramienta fundamental para el diseño de estrategias de gestión de los ambientes acuáticos. Los muestreos se han llevado a cabo entre los meses de junio y octubre, utilizando principalmente métodos de captura pasivos (nasas y redes), además de pesca eléctrica, redes de arrastre y trasmallos. En total se han muestreado 516 localidades. Las capturas ascienden a 134.833 ejemplares de 64 especies autóctonas y 18 alóctonas y se han recogido datos biométricos de más de 50.000 ejemplares.

La anguila (*Anguilla anguilla*) ha sido la especie autóctona con mayor frecuencia de aparición. El barbo (*Luciobarbus graellsii*) ha sido detectado en todos los ambientes de agua dulce. El resto de especies dulceacuícolas presentan patrones de distribución más restringidos. Algunas especies amenazadas, como el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), samaruc (*Valencia hispanica*) o colmilleja (*Cobitis paludica*) mantienen solamente exigua poblaciones muy localizadas. El fartet (*Aphanius iberus*), una especie globalmente amenazada, ha sido la segunda especie más abundante, sólo superada por la gambúsia (*Gambusia holbrookii*), especie invasora. Cabe remarcar que el 61% de los ejemplares de fartet se han capturado en las marismas hipersalinas, ambiente en el cual la gambúsia no puede sobrevivir. Las especies introducidas aparecen asociadas a ambientes de agua dulce, ligados en el Delta a la red de regadío de los arrozales. Las más difundidas son la gambúsia, la rásbora (*Pseudorasbora parva*), el misgurno (*Misgurnus anguillicaudatus*) y la carpa (*Cyprinus carpio*).

0-3: 3

MODELOS CUANTITATIVOS DE CAPTURA DE ANGULA (ANGUILLA ANGUILLA) EN DIFERENTES CUENCAS CATALANAS**Jesus Gómez, Jordi Rodón, Rosario Allué**

DAAM, Generalitat de Catalunya, España

La pesca profesional de angula en Cataluña se practica principalmente en las desembocaduras de los ríos Ebro, Fluvia y Ter. Es una actividad de larga tradición que ocupa un gran número de pescadores y que tiene una importante repercusión en la economía local.

En Cataluña disponemos de extensa regulación normativa desde principios de la década de los 90. No obstante, a partir de 2007, el marco legal base lo fija el Reglamento (CE) 1100/2007 del Consejo de 18 de septiembre de 2007, por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de anguila europea. En base a esta norma se han elaborado Planes de Gestión de la anguila por cada cuenca hidrográfica, que en el caso de España fueron aprobados por la Comisión en octubre de 2010. En la presente comunicación se expondrán los datos de pesca de angula (*Anguilla anguilla*) de la temporada 2010-2011, analizados diariamente y planteando los modelos de capturas. Se dispone de datos de más de 300 puntos de pesca, gestionados por aproximadamente 250 pescadores, durante un periodo de 5 meses, de octubre a marzo, que corresponde a la duración de la campaña de pesca autorizada.

Los valores se presentan agrupados en 6 zonas de pesca, cada una con diferentes características en lo que se refiere a amplitud de la zona, a caudales de agua y a orientación, lo que aporta también gran variedad a los modelos. Se analizará también la captura por unidad de esfuerzo y las variaciones de esta según la zona y a lo largo de la campaña de pesca.

0-3: 4

ICTIOLOGÍA IBÉRICA DEL SIGLO XVI: LOS PECES EN LAS RELACIONES DE FELIPE II**Miguel Clavero Pineda**

Estación Biológica de Doñana - CSIC, España

Con el nombre de *Relaciones Topográficas de los Pueblos de España* se conoce una iniciativa de caracterización del territorio emprendida en tiempos del reinado de Felipe II. Las Relaciones tomaron estructura de interrogatorios (encuestas), con un primer esbozo probado en 1574 en Extremadura y dos modelos más extensos puestos en práctica en 1575 y 1578, con 59 y 45 preguntas, respectivamente. Entre otros asuntos, estas averiguaciones se interesaban por el medio natural, recogiendo información sobre la cantidad e identidad de la leña disponible o sobre la presencia de caza y otros animales silvestres (salvajinas). Además se preguntaba por los ríos que discurrían cercanos a cada localidad, las posibilidades que ofrecían para mover molinos y las pesquerías que contenían. Este trabajo presenta el resultado de revisar las Relaciones de más de 500 localidades, centrándose en las especies de peces que en ellas se citan. El territorio caracterizado incluye gran parte de las provincias de Guadalajara, Madrid, Toledo y Ciudad Real, y parcialmente Cáceres, Jaén, Albacete y Murcia.

Los redactores de las Relaciones utilizan "pescado" para referirse a cualquier recurso que se extrajera del agua, tanto galápagos o camarones como peces. Por otro lado, el término "peces", sin identificar de qué especie se trata, parece incluir a diferentes especies, pero dejando fuera a las más apreciadas, como la anguila, la trucha y, ocasionalmente, los barbos. Así, por ejemplo, en el Tajo, a su paso por la localidad de Pastrana, "se crían barbos y peces, y alguna anguila é trucha, aunque poco". En total se han recopilado citas de 10 especies o géneros: anguila (también anguilla o enguilla), trucha, barbos, bogas (o luinas), colmilleja (lamprea), cachuelo-bordayo, bermejuela (o bermejuelos), pardilla (pardilleja), tenca y carpa. Las citas de estas dos últimas especies son las más antiguas que se conocen para la península ibérica y, llamativamente, tienden a estar asociadas a lagunas. Se nombran además otros tipos de peces o pescados de difícil asignación a especies concretas. Las Relaciones recogen también información sobre la propiedad de las pesquerías (comunes o propias de algún señor) y ocasionalmente sobre las artes de pesca empleadas.

Se discute la utilidad de las Relaciones y documentos similares para explicar los cambios históricos en la distribución de la biodiversidad, tanto en respuesta a cambios en los usos del territorio como a cambios en las características climáticas.

O-3:5

FISH IN MEDITERRANEAN ENVIRONMENTS: A NEW FORUM FOR FRESHWATER FISH ECOLOGY AND CONSERVATION IN MEDITERRANEAN CLIMATE REGIONS**Miguel Clavero Pineda¹, Filipe Ribeiro²**¹Estación Biológica de Doñana - CSIC, España; ²Centro de Oceanografia, Laboratório Marítimo da Guia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa, Portugal

Freshwater ecosystems in regions with Mediterranean climate (Mediterranean basin, California, Chile, South Africa and Australia) exhibit a strong seasonality with a very unpredictable inter-annual variability in water availability. Floods can be very strong and occur erratically between autumn and spring, while the combination of small or nonexistent precipitation and high temperatures during summer produces sharp reduction in flows, which completely ceases in many water courses. Not surprisingly, most Mediterranean ichthyologists are used to sample receding pools instead of flowing rivers between spring and autumn. The aquatic communities in the regions subjected to this climate regime are well adapted to the superimposed predictable and unpredictable sources of environmental variability and often have a high level of endemism. All five areas with Mediterranean-type climate around the world are considered global biodiversity hotspots, and in all of them most of the fish species are endemic to a single or few basins. However, these unique fish communities are highly threatened. For example, recent estimates suggest that 70% of extant endemic freshwater fishes in the Mediterranean basin may be threatened by extinction.

In this presentation, we propose to the Iberian researchers a new journal whose main objective is to promote discussion between ichthyologists that work in Mediterranean climate areas. Our aim is to open a space to share information, discuss ideas and identify common problems related to the ecology, biology and conservation of fish. We expect to complete an editorial panel including fish biologists from the five Mediterranean areas of the world. The journal will be completely open-access and have only on-line contents. We would like to invite you to submit a contribution to this new journal and, particularly, we encourage students to send their first publications done with freshwater fishes in Mediterranean climate regions.

O-4: 1

HYDROACOUSTIC COMPARISON OF FISH PARAMETERS USING TWO DIFFERENT FREQUENCIES AND TWO ANALYSIS METHODS**Victoria Rodríguez Sánchez¹, Lourdes Encina Encina¹, Amadora Rodríguez-Ruiz¹, Ramona Sánchez-Carmona¹, Carlos Granado Lorencio¹, Agustín Monteoliva Herreras², Àlex Monnà Cano², Gonzalo Alonso de Santocildes²**¹Universidad de Sevilla, España; ²Ecohydros S.L.

In compliance with current legislation, all European countries are required to monitor all types of surface water and to ensure their ecological status by 2015 (WFD-2000/60/EC). In this regard, Hydroacoustic is one of the most recommended methodologies for the study of fish density and biomass in freshwater ecosystems. Nevertheless, for the standardization of such techniques further comparisons between different hydroacoustic systems are needed. In order to obtain information on the repeatability of hydroacoustic estimates of abundance and biomass of the fish stock, we performed synchronized vertical surveys in Ribarroja reservoir (Lower Ebro River, Northeast of Spain). Acoustical measurements were obtained using two different systems (a 200 kHz SIMRAD EK60 and a 430 kHz BioSonics DTX). For biomass and density calculations we applied two different methods (Echocounting and Sv-TS scaling) and its results were compared. It has been shown that these two frequencies give similar estimates of the fish target strength (TS) and volume backscattering strength (Sv). The size distribution obtained by both systems followed the same pattern and was similar to the obtained by gillnet catch. Fish density estimates from the two frequencies were highly correlated with the slope not being significantly different from unit in both methods and frequencies. Only Biomass estimates calculated by Sv-TS method correlated significantly between systems. Hence, we found that synchronized surveys using different systems provide acoustic comparable results. On the other hand, this study highlights the importance of setting appropriate analysis methods when comparing fish parameters between frequencies. This selection should be designed to minimize the technical differences between systems.

O-4: 2

EDA2.0: A PROMISING MODEL TO PREDICT THE SPAWNING STOCK OF SILVER EEL (ANGUILLA ANGUILLA) IN SPAIN**Aizkorri Aranburu¹, Eider Andonegi¹, Estíbaliz Díaz¹, María Korta¹, Iker Azpiroz², Cédric Briand³, Laurent Beaulaton⁴, Patrick Lambert⁵, Céline Joaianin⁵**¹AZTI-Tecnalia, Spain; ²EKOLUR Asesoría Ambiental S.L.L, Spain; ³Institution d'Aménagement de la Vilaine, France; ⁴Onema, France; ⁵Irstea, France

The objective of the European Commission Eel Recovery Plan (CR No 1100/2007) to protect and restore the European eel stock is to allow the escapement to the sea of at least 40% of the silver eel biomass relative to the pristine biomass. The Member states must submit a management plan progress report to the Commission every three years starting in 2012. Following ICES advice (ICES 2010) this report should include the estimation of the following biomasses:

a) $B_{current}$, the biomass of the escapement in the assessment year; b) B_o , the biomass of the escapement in the pristine state and c) B_{best} , the estimated potential biomass in the assessment year, assuming no anthropogenic impacts (and without stocking) have occurred and from all potentially available habitats. EDA is a modelling tool based on free software (R, PostgreSQL and PostGIS) that allows the evaluation of the yellow eel stock and the estimation of the abovementioned 3Bs ($B_{current}$, B_{best} and $B_{pristine}$). EDA2.0 operates on a geolocalized river network of CCMv2.1 database (Catchment Characterisation and Modelling, Vogt et al., 2007) and relates yellow eel densities to environmental variables, including anthropogenic impacts, extrapolated from survey sites to the river basin. The predicted yellow eel stock is converted to a potential silver eel escapement using a user-defined conversion rate. Here, we present the results of the implementation of EDA into the Basque EMU (Gipuzkoa and Bizkaia provinces) using the electro-fishing surveys and obstacle data of the Provincial Council of Gipuzkoa and the Basque Water agency (URA). The calibration of EDA on the Basque river basin provides fairly good estimates of the eel population: the prediction of densities by EDA is similar to that obtained by real observations for yellow eel (EDA: 10.34/100m², real observations: 7-10/100m²) and slightly higher for silver eel (EDA: 0.517/100m², real observations: 0.23-0.28/100m²). The Basque eel management plan aims to determine the anthropogenic mortalities in yellow and silver eel, once these mortalities are known, it will be possible to determine the 3Bs using the potential escapement ($N_{current}=59758$ silver eel) estimated by EDA. In this way, EDA seems an appropriate tool that can contribute to the assessment of potential eel spawning stock and to the implementation of Eel Management Plans into the Basque EMU.

Key words: *Anguilla anguilla*, yellow eel density, silver eel escapement, Basque Country, EDA, Eel management plan, $B_{current}$, B_{best} and $B_{pristine}$

REFERENCES

ICES (2010). Report of the Study Group on International Post-Evaluation on Eels (SGIPEE), 10-12 May 2010, Vincennes, France. ICES CM 2010/SSGEF:20, 42 pp.

Joaianin C., Briand C., Beaulaton L. & Lambert P. (2011). Eel Density Analysis (EDA 2.x) Un modèle statistique pour estimer l'échappement des anguilles argentées (*Anguilla anguilla*) dans un réseau hydrographique. Rapport final, Convention ONEMA-Cemagref.

Cemagref, 103 p.

R Development Core Team (2011). R: A language and environment for statistical computing.

R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Vogt J., Soille P., and al. (2007). A pan-European river and catchment database. Luxembourg, Joint Research Centre-Institute for Environment and Sustainability: 120.

Walker A.M., Andonegi E., Apostolaki P., Aprahamian M., Beaulaton L., Bevacqua P., Briand C., Cannas A., De Eyto E., Dekker W., De Leo G., Diaz E., Doering-Arjes P., Fladung E., Jouanin C., Lambert P., Poole R., Oeberst R., Schiavina M. (in press) Studies and pilot

projects for carrying out the common fisheries policy. Lot 2: Pilot projects to estimate potential and actual escapement of silver eel for The European Commision, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, Final Report, October 2011.

0-4: 3

EL CENTRO ICTIOLÓGICO DE XIMONDE: 20 AÑOS DE ESTUDIO DE LA COMUNIDAD DE PECES MIGRADORES DEL RÍO ULLA (GALICIA).**Pablo Caballero Javierre**

Xunta de Galicia, España

La presa de Ximonde situada en la parte media-baja del río Ulla fue en el pasado “pesqueira” de salmones y lampreas, molino y refugio de pescadores, para en la actualidad haberse convertido en Estación de Control de Peces Migradores y Centro de Interpretación de la información allí obtenida. Desde 1992 diversos dispositivos de captura de peces tanto de remonte como de descenso, son examinados diariamente, recogiéndose datos y muestras de individuos de las seis especies de peces que transitan por este punto del Ulla: salmón atlántico (*Salmo salar*), trucha común/reo (*Salmo trutta*), anguila europea (*Anguilla anguilla*), lamprea marina (*Petromyzon marinus*), saboga (*Alosa fallax*) y boga (*Pseudochondrostoma duriense*).

La estación de Ximonde ha permitido conocer gran parte de las características de las 5 especies de peces migradores citadas. En el caso del salmón, además de posibilitar la captura de reproductores autóctonos para el programa de refuerzo de las poblaciones salvajes, también proporciona un indicador de la abundancia tanto de adultos como de esquines, además del calendario de la migración de sus diferentes fases vitales. En cuanto al reo o trucha de mar, ha permitido la descripción del ciclo vital del reo por primera vez en la Península Ibérica (Caballero et al, 2006) al tiempo que permite el análisis de la evolución de la población de reos del Ulla. Gracias a la captura de peces en descenso se ha establecido el calendario de migración y características de anguilas tanto en fase amarilla como plateada. En cuanto a la lamprea marina permiten establecer el calendario de migraciones de larvas, post-metamórficos, adultos y zancados. Por último el remonte de sabogas hasta Ximonde no sucede todos los años y en números no muy abundantes. Estos datos se complementan con los obtenidos en otras 2 estaciones de control de peces cercanas a Ximonde. De esta forma se ha obtenido una valiosa información sobre la biología y dinámica de estas poblaciones con el objetivo de mejorar la conservación de estos recursos renovables.

P. Caballero, F. Cobo & M. González (2006). Life history of a sea trout population (*Salmo trutta*) for the NW Iberian Peninsula (River Ulla, Galicia, Spain). In G.S.Harris and N.J. Milner. Sea Trout: Biology, Conservation and Management. Proceedings of First International Sea Trout Symposium, Cardiff, July 2004. Fishing News Books, Blackwell Scientific Publications, Oxford. (2006).

0-4: 4

PROYECTO MIGRANET: OBSERVATORIO DE LAS POBLACIONES DE PECES MIGRADORES EN EL SUDOESTE EUROPEO**Javier Sánchez Hernández^{1,2}, Rufino Vieira Lanero², María J. Servia³, Fernando Cobo^{1,2}**

¹Departamento de Zoología y Antropología Física, Universidad de Santiago de Compostela. Campus Sur s/n, 15782 Santiago de Compostela, España.; ²Estación de Hidrobiología “Encoro do Con”, Castroagudín s/n, 36617 Vilagarcía de Arousa, Pontevedra, España.; ³Departamento de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad de A Coruña. Campus da Zapateira s/n. 15008 A Coruña, España.

Los peces migradores se encuentran entre las especies más amenazadas de las aguas dulces, tanto por la alteración de su hábitat, como por la sobre pesca. Con esta comunicación queremos dar a conocer el proyecto MIGRANET así como los estudios que en materia de peces migradores se están llevando a cabo en la Estación de Hidrobiología de la USC “Encoro do Con”.

El proyecto MIGRANET propone la creación de un observatorio de las poblaciones de peces migradores en el espacio SUDOE. El objetivo principal del proyecto es contribuir a la conservación y recuperación de las especies y de sus hábitats, partiendo de un mejor conocimiento de su situación real. Para ello se propone configurar una estrategia de cooperación conjunta en la obtención de datos sobre estas especies que permita conocer el estado de conservación de sus poblaciones, las presiones existentes que actúan sobre ellas comprometiendo su supervivencia, y prever futuros escenarios de cambio ante las alteraciones climáticas y no climáticas. Para ello se ha puesto en marcha una red de control formada por ríos de Portugal (río Miño), España (río Umia y Ulla) y Francia (río Nivelle). Esta red se está dotando del equipamiento necesario (estaciones de captura y contadores de peces), que nos permitirá tener continuidad en la toma de datos de las poblaciones de lamprea (*Petromyzon marinus*), anguila (*Anguilla anguilla*), sábalo y saboga (*Alosa alosa* y *Alosa fallax*), salmón (*Salmo salar*) y la forma migradora de la trucha común (*Salmo trutta*).

Por último, los resultados obtenidos serán transferidos a los sectores económicos y sociales, de forma que se promueva un aprovechamiento sostenible de los recursos que asegure su conservación.

0-4: 5

SEGUIMIENTO DE LA MIGRACIÓN DESCENDENTE DE ESGUINES DE SALMÓN (SALMO SALAR) EN EL RÍO URUMEA**Iker Azpíroz Colmenero, Sergio Gaspar Martín**

EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL, España

En el ámbito del proyecto “BIDUR” (POCTEFA INTERREG IV A 2007-2013), se realizó por vez primera un seguimiento de la migración descendente de esguines mediante la instalación de un capturadero (screwtrap) en el canal de derivación del último obstáculo en sentido descendente del río Urumea (Gipuzkoa). El seguimiento cubrió la segunda mitad de la migración en el año 2010 mientras que en 2011 se realizó un seguimiento del periodo completo de migración, desde el 3 de marzo al 15 de junio, un total de 105 jornadas, en las cuales el capturadero funcionaba durante las 24 horas del día.

Se incluyen los resultados obtenidos en torno a la capturabilidad de la screwtrap, estimación de la población de esguines para el año 2011 (escape), características biométricas (longitud, peso, coeficiente de condición), origen (salvaje o repoblación) y periodo de migración. La estimación de la población de esguines se basa en un método de captura-marcado-recaptura (Chapman 1951).

En el año 2011 la población de esguines a la altura del último obstáculo en sentido descendente (14 km de la desembocadura al mar) es de 2.202 individuos (1.317-4.179 I.C 95 %). La capturabilidad de la screwtrap es del 10,3 % (6,7-21,4 %) para el total del periodo. En 2011 el 77 % de los esguines capturados es de origen salvaje y el 97 % tiene 1 año de edad fluvial. Para todo el periodo de estudio y para los esguines de 1 año de edad, los ejemplares de origen salvaje tienen una talla media de 141 mm (112-165 mm), significativamente inferior a los de repoblación en fase alevín 0+ y preesguín 1+, y aumenta según avanza la temporada ($\text{Long.} = 0,2706\text{día} + 111,48$; $r=0,327^{***}$; $P<0,001$). Los ejemplares con origen en repoblación en fase preesguín 1+ tienen el mayor coeficiente de condición (K) medio y los de repoblación en fase alevín 0+ el menor, sin embargo mientras que la condición de los ejemplares salvajes no varía durante todo el periodo de migración (76 días), disminuye de forma significativa para los preesguines de repoblación en un total de 28 días ($K=-0,0088\text{día} + 1,182$; $r=-0,808^{***}$; $P<0,001$). Asimismo, se observan diferencias en los periodos de migración entre estos grupos.

El seguimiento de la migración de esguines mediante el método y lugar de control elegido aportan una información relevante para la gestión y conocimiento de la biología y dinámica de esta población, por lo que se considera necesario realizar este seguimiento de forma periódica o anual.

Palabras clave: *Salmo salar*, esguín, migración, Urumea, screwtrap, escape

0-4: 6

SEGUIMIENTO DE LAS POBLACIONES REPRODUCTORAS DE LA LAMPREA MARINA Y EL SÁBALO EN EL RÍO BIDASOA, NAVARRA**Pedro M. LEUNDA¹, Javier ÁLVAREZ¹, Josu ELSO¹, José ARDAIZ²**¹Gestión Ambiental de Navarra SA, España; ²Gobierno de Navarra, Departamento de Desarrollo Rural, Industria, Empleo y Medio Ambiente

La lamprea marina (*Petromyzon marinus*) y el sábalo (*Alosa alosa*) son especies anádromas cuyos adultos remontan los ríos con fines reproductivos. La distribución de estas dos especies en Navarra se limita al río Bidasoa, dónde se conocía su presencia histórica a partir de capturas y avistamientos esporádicos. Sin embargo, a lo largo de la última década su presencia parece haberse asentado y se ha comenzado a realizar un seguimiento específico de sus poblaciones reproductoras en el tramo bajo del río Bidasoa. En el caso de la lamprea marina, la metodología de muestreo se centra en el conteo de nidos de freza y adultos reproductores desde abril hasta junio y se disponen datos continuados desde 2008. Por su parte, el seguimiento del sábalo se realiza mediante conteo de cópulas durante la noche, lo cual se ha realizado de forma discontinua en la última década. Los objetivos específicos que se plantean son: (1) cuantificar la abundancia temporal de reproductores; (2) estimar la abundancia total de reproductores; y (3) determinar la distribución espacial y temporal de la freza. En este trabajo se muestran los resultados obtenidos durante el seguimiento en la primavera de 2012 en comparación con los datos de años anteriores.

0-5: 1

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LA ANGULA (ANGUILA ANGUILLA) EN EL ESTUARIO DEL RÍO GUADALQUIVIR (SW DE LA PENÍNSULA IBÉRICA).**Carmen Arribas Lozano¹, Francisco J. Oliva-Paterna², Pilar Drake³, Carlos Fernández-Delgado¹**¹Universidad de Córdoba, España; ²Universidad de Murcia, España; ³Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (CSIC), Cádiz, España

El presente estudio analiza las características biológicas de la anguila tras la llegada en masa al estuario del Guadalquivir de individuos procedentes del Mar de los Sargazos. Para ello, entre junio de 1997 y abril de 1999 se realizaron muestreos mensuales con una embarcación en cinco estaciones ubicadas en los últimos 50 km del cauce principal del Bajo Guadalquivir. Los ejemplares capturados se conservaron en formol neutralizado al 4% y se trasladaron al laboratorio donde se midieron (Longitud Total, mm), pesaron (mg) y clasificaron según su grado de pigmentación. Las mediciones nunca superaron los 30 días desde su inmersión en formol. En total se utilizaron 21069 individuos.

Se observó un descenso significativo en la longitud y masa de los individuos conforme avanzó el periodo de máximo reclutamiento (octubre-mayo) hasta alcanzar un mínimo en primavera. La tasa máxima de pérdida en longitud y masa fue similar en ambos ciclos, con un decremento máximo del 6,98% en longitud en el primer ciclo y una pérdida del 27,7% de masa en el segundo.

La condición somática presentó un claro patrón estacional con máximos en otoño (septiembre-noviembre) y valores más o menos estables el resto del año. En los dos ciclos considerados y dentro del periodo de máximo reclutamiento, la condición disminuyó significativa y progresivamente hasta alcanzar los mínimos al final de este periodo. A lo largo del periodo de estudio se detectaron los 8 estados de pigmentación descritos para la especie. Los dominantes fueron el VA (20,2%) y el VB (75,1%). El número de angulas pigmentadas (VIA0 a VIB) incrementó ligeramente durante el periodo de mínimo reclutamiento.

La variable ambiental que mejor explicó los cambios en la abundancia de los distintos estados pigmentarios fue la temperatura y en menor grado la turbidez. El grado de pigmentación incrementó significativamente río arriba en relación con una menor salinidad y un incremento de la temperatura.

Masa, talla e índice de condición disminuyeron con el grado de pigmentación de los individuos hasta un mínimo en el estadio VIA3, momento en donde estos parámetros comenzaron a aumentar, en relación clara con un reinicio de la actividad trófica.

0-5: 2

COSTE DEL MULTIPARASITISMO SOBRE LA CONDICIÓN FÍSICA DE LA ANGUILA EUROPEA: “VARIOS ES PEOR QUE MUCHOS”**Elvira Mayo Hernández¹, Emmanuel Serrano², José Peñalver³, Alfonsa García Ayala⁴, Rocío Ruiz de Ybáñez¹, Pilar Muñoz¹**¹Dpto. Sanidad Animal UNIVERSIDAD DE MURCIA, España; ²Servei d’Ecopatología de Fauna Salvaje, Departament de Medicina i Cirurgia Animal, Universitat Autònoma de Barcelona; ³Direc. Gen. Ganadería y Pesca. Consejería Agricultura y Agua; ⁴Dpto. Biología Celular e Histología Universidad de Murcia, España

Se asume que el coste fisiológico de una infección parasitaria múltiple (multiparasitismo) es superior al de una infección por una sola especie de parásito. Sin embargo, en pocas ocasiones se ha evaluado la relación que existe entre la carga parasitaria y la condición física de los hospedadores (media que puede resumir el coste individual del parasitismo) en función del número de especies de parásitos que infectan simultáneamente a un mismo individuo (riqueza específica). En este trabajo estimamos la condición física de 189 anguilas procedentes del Mar Menor (Murcia) usando el índice de masa escalado. Para el análisis parasitológico se realizó la inspección visual de la piel, aletas, cavidad bucal, serosas, órganos cavitarios y musculatura del pez. Se realizaron raspados de piel y branquias para identificar ectoparásitos y se observaron en un microscopio estereoscópico los órganos parenquimatosos y el tracto gastrointestinal. Los parásitos encontrados se conservaron en etanol al 70% y se tiñeron para su identificación. Asimismo, se extrajo la vejiga natatoria para detectar la presencia de *Anguillicoloides crassus*. Las especies detectadas fueron *Crontacaecum* sp., *Anguillicoloides crassus*, *Deropristis inflata* y *Bucephalus anguillae*. El número máximo de especies de parásitos encontrados en una anguila fue de 4 y la carga parasitaria individual fue de 1494 individuos de tres de las especies de parásitos encontrados (géneros *Bucephalus*, *Deropristis* y *Contracaecum*). La influencia de la carga parasitaria de las especies más abundantes sobre la condición física de la anguila fue nula o muy baja para todas las especies sobre todo para *Bucephalus* ($\beta=0,02$, $R^2=0,7\%$) y *Contracaecum* ($\beta=0,06$, $R^2=0,05\%$). Este efecto negativo de los parásitos sobre la condición física aumentó ligeramente al considerar la carga parasitaria total ($\beta=-0,07$, $R^2=2,1\%$) y especialmente cuando exploramos el efecto de la riqueza específica sobre la condición física (β_1 especie= $-55,35$, β_2 especies= $-59,61$, β_3 especies= $-77,15$, $R^2=10\%$). Además la variabilidad de la condición física disminuyó al aumentar la riqueza específica. Podemos concluir que independientemente de la carga parasitaria es más “costoso” en términos biológicos estar parasitado por muchas especies distintas de parásitos que por muchos individuos la misma especie.

0-5: 3

INTENTANDO REPRODUCIR EN CAUTIVIDAD A LA ANGUILA EUROPEA (ANGUILLA ANGUILLA): EXPERIMENTACIÓN CON MACHOS

Juan F Asturiano, Luz Pérez

Universitat Politècnica de València, España

Desde 1998 estamos trabajando con el objetivo de lograr reproducir a la anguila europea en cautividad. Con ello se podría reducir la presión pesquera sobre sus poblaciones naturales, garantizar el abastecimiento de angulas a las piscifactorías a precios razonables, e incluso plantearse repoblaciones.

En el caso de los machos, nuestro trabajo ha tenido diferentes frentes. El primero ha sido el desarrollo y la optimización de protocolos para inducir la maduración sexual y la producción de esperma de calidad. La base han sido los tratamientos hormonales, aunque en los últimos años se ha abordado el estudio de la influencia de parámetros ambientales, fundamentalmente la temperatura.

La continuación lógica fue el establecimiento de criterios de evaluación y de las técnicas más adecuadas (rápidas, sencillas y estandarizables) para la valoración de la calidad espermática.

Se han utilizado desde medios subjetivos de evaluación de la motilidad, a medios objetivos basados en la evaluación de parámetros de motilidad (CASA) o de morfología (ASMA) de los espermatozoides, así como tinciones fluorescentes para determinar el porcentaje de células viables.

Otro aspecto importante ha sido el desarrollo de métodos para la conservación del esperma a corto plazo (incluyendo el desarrollo de medios específicos para la dilución del esperma, la limitación de oxígeno) o largo plazo, con el desarrollo de los protocolos de criopreservación que ya han permitido la obtención de larvas utilizando esperma previamente congelado. También hemos prestado atención al desarrollo de métodos de manipulación de los gametos, como la extracción del esperma o los métodos de activación del mismo, así como al desarrollo de protocolos de fertilización adecuados para esta especie.

Otra parte importante de nuestro trabajo ha sido el estudio de algunos de los mecanismos endocrinos implicados en el control de la reproducción de los machos de esta especie. Por ejemplo el estudio del efecto de la temperatura sobre síntesis de los enzimas que regulan la síntesis de esteroides sexuales a nivel testicular, y que podría ser un reflejo de la adaptación de la anguila europea a su característica migración transatlántica. O el estudio de cómo se produce la movilización de las reservas del pez durante la formación del testículo y la espermatogénesis.

Se han logrado avances en muchos campos, sobre todo si se consideran los trabajos paralelos de otros grupos, aunque todavía queda por hacer para lograr el total control de la reproducción en cautividad de esta especie.

0-5: 4

INTENTANDO REPRODUCIR EN CAUTIVIDAD A LA ANGUILA EUROPEA (ANGUILLA ANGUILLA): EXPERIMENTACIÓN CON HEMBRAS

Luz Pérez, Juan F Asturiano

Universitat Politècnica de València, España

La reproducción en cautividad de la anguila europea se intentó por primera vez en 1964 en el Museo Nacional de Historia Natural de París. Desde entonces, diversos grupos de investigación en toda Europa (Bielorrusia, Dinamarca, Italia) han tratado de obtener huevos viables de anguila europea, pero hasta fechas recientes (2010) no se ha logrado obtener larvas. Este logro ha sido conseguido por la Universidad Técnica de Dinamarca. En la Universitat Politècnica de València hemos realizado diferentes experimentos de maduración de hembras de anguila desde el año 2000. Por entonces se consiguió obtener huevos de anguila por primera vez en España, utilizando el método desarrollado por investigadores japoneses (Ohta et al. 1996) para la anguila japonesa. Posteriormente realizamos un experimento en el que empleamos distintos protocolos de maduración final, realizamos fecundación artificial y observamos las primeras divisiones celulares en los embriones. La falta de éxito en el desarrollo embrionario nos llevó a pensar que el problema de la falta de calidad de los gametos podría estar relacionada con la vitelogénesis, por lo que comenzamos a estudiar el desarrollo gonadal en todas sus etapas, y nos adentramos en la endocrinología del desarrollo sexual de las hembras de esta especie.

Asimismo, empezamos a experimentar con la aplicación de diferentes regímenes térmicos en la maduración sexual de la anguila, teniendo en cuenta los conocimientos actuales sobre la biología de la especie. Se pudo comprobar que regímenes térmicos diferentes originaban diferencias en la expresión de genes clave para la reproducción, como las gonadotropinas hipofisarias, o bien en parámetros plasmáticos como los niveles de estradiol y de vitelogenina en sangre. Actualmente seguimos trabajando en esta línea, y aparte de estudiar la vitelogénesis, pretendemos completar los estudios evaluando el efecto del régimen térmico en la calidad y viabilidad de los huevos de anguila.

0-5: 5

MORPHOMETRIC CORRELATES WITH METABOLIC RATE IN JUVENILE SALMONIDS?**Jorge Rubén Sánchez González¹, Alfredo González Nicieza²**¹Área de Medio Ambiente Hídrico. Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, España.; ²Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo.

Organism's interactions with surrounding environment and other individuals are constrained by behavioural, physiological, morphological, and ecological processes, which could determine relative social status, dispersal and, in long-term, evolutionary processes. A higher dominance, and subsequent competitive advantages, has often been associated with body size which is linked with preferential access to resources, especially in the early stages. Despite its implications on fish species with hierarchical structures, the relationship between metabolic rate (SMR) and shape still remain unknown. Here we investigate the differences in SMR and shape between 0+ and 1+ individuals and the relationships between shape and SMR in brown trout (*Salmo trutta*).

In total, 326 hatchery-bred brown trout specimens were selected (238 individuals aged 0+ and 88 individuals 1+). Metabolic Rate (SMR) was measured as oxygen consumption using a flow-through respirometer. Differences in Weight, Furcal Length, Height, Centroid Size and SMR within 0+ and 1+ specimens were evaluated using t-student and Wilcoxon tests, significant differences were detected in all cases.

A Thin Plate Spline has been performed based on 14 landmarks. Obtained partial warps, have been used for PCA performed on the variances-covariances matrix. A DA was carried out in order to classify individuals between both age groups and a MANOVA to test significant differences between them. An ANCOVA was performed to explore the variation in SMR in relation with morphology, among the different age groups. PCA results show a PC1 (25.79%) which "classified" specimens in conformity with their age and ordered them according to a "bulb" versus elongate form. With DA, in overall, 7 of 163 individuals were misclassified (95.71% successful). MANOVA provides significant differences/positive results between both age groups results in all cases. ANCOVA model accounted for 59.06 % of the variation. On average, individual aged 1+ had on the whole higher oxygen consumption rates than 0+ individuals ($F_{3,8705}=417.6322$; $P < 2.2e-16$). Homogeneity of regression slopes and elevation were tested.

In conclusion, shape during ontogenetic processes evolves from elongated shapes to deep-bodied shape. These changes in shape are related with oxygen consumption, not only due to increment of body size but also to ontogenetic, behavioural, and hierarchical processes, in which shape take a greater importance. So, our results show not only morphological differentiation between 0+ and 1+ aged individuals, but also establish and determine relationship of shape with metabolic rate with important functional consequences.

0-5: 6

BROWN TROUT REDD SUPERIMPOSITION IN RELATION TO SPAWNING HABITAT AVAILABILITY**Javier Gortázar^{1,2}, Carlos Alonso², Diego García de Jalón²**¹Ecohídrica, S.L., España; ²ETS Ingenieros de Montes, Universidad Politécnica de Madrid, España

The relationship between redd superimposition and spawning habitat availability was investigated in the brown trout (*Salmo trutta* L.) population inhabiting the river Castril (Granada, Spain). Redd surveys were conducted in 24 river sections to estimate the rate of redd superimposition. Used and available microhabitat was evaluated to compute the suitable spawning habitat (SSH) for brown trout. After analysing the microhabitat characteristics positively selected by females, SSH was defined as an area that met all the following five requirements: water depth between 10 and 50 cm, mean water velocity between 30 and 60 cm/s, bottom water velocity between 15 and 60 cm/s, substrate size between 4 and 30 mm and no embeddedness. Simple regression analyses showed that red superimposition was not correlated with redd numbers, SSH or redd density. A simulation-based analysis was performed to estimate the superimposition rate if redds were randomly placed inside the SSH. This analysis revealed that the observed superimposition rate was higher than expected in 23 of 24 instances, this difference being significant ($P < 0.05$) in eight instances and right at the limit of statistical significance ($P = 0.05$) in another eight instances.

Redd superimposition was high in sections with high redd density. High superimposition however was not exclusive to sections with high redd density and was found in moderate and low-redd-density sections. This suggests that factors other than habitat availability are also responsible for redd superimposition. We argue that female preference for spawning over previously excavated redds may be the most likely explanation for high superimposition at lower densities.

0-6: 1

TROPHIC ECOLOGY OF BARBUS MERIDIONALIS. DENSITY-DEPENDANT DIET OR HIGH SELECTIVITY?**Pablo Rodríguez-Lozano¹, Iraima Verkaik¹, Alberto Macea-Veiga², Mario Monroy², Adolf de Sostoa², Narcís Prat¹, Maria Rieradevall^{1,3}**¹Grup de Recerca F.E.M. (Freshwater Ecology and Management), Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 643, E-08028 Barcelona, Spain; ²Department de Biología Animal (Vertebrats), Facultat de Biología, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal, 643, E-08028 Barcelona, Spain; ³IRBio-Institut de Recerca de Biodiversitat, Universitat de Barcelona

Barbus meridionalis is included in Annexes II and V of Habitats Directive (UE), and the species is considered “vulnerable” in the Spanish Red Book. A better understanding of Mediterranean barbel ecology can be useful to increase the effectiveness of the conservation measures for this species. We studied trophic ecology of *Barbus meridionalis* by a field enclosure/exclosure experiment in a fishless intermittent Mediterranean stream (Vall d'Horta stream, NE Spain) before the total pool disconnection. We analized barbel gut contents and compared it with benthic composition using Jacob's index of electivity. The gut content analysis showed a dominance of *Cricotopus* sp. as barbel main prey ($51,09 \pm 5,7\%$), followed by *Habrophlebia* sp. ($15,08 \pm 0,1\%$), and *Zavrelimyia* sp. ($10,85 \pm 0,1\%$). Our results also indicate that diet breath increased with fish length, probably due to the incorporation of bigger preys on diet. We found deep differences between macroinvertebrate community and gut contents composition. Although there was positive electivity of *Cricotopus* sp., *Habrophlebia* sp. and *Stictonectes* sp., the mean electivity for benthic macroinvertebrates was significantly negative. This suggests that Mediterranean barbel avoid most of the potential preys, at least before seasonal drought begins and the physical conditions start to change. We also examined electivity of prey related to macroinvertebrate biological traits. The significant electivity of body size reveals that size could act as bottleneck in diet choice. Regarding to mobility, diet was dominated by crawlers but their electivity was negative, while attached organisms and burrowers were positively selected. Furthermore, in terms of feeding habits, shredders were the main preys, so barbel presence could produce indirect effects in litter decomposition. In conclusion, our results indicate that barbel predation can be influenced by prey density, but diet choice is not just density-dependant. The availability and vulnerability of preys depended also on several variables such as microhabitat, locomotion, handling time and body size.

0-6: 2

IMPACTO DE LA REDUCCIÓN DEL CAUDAL EN UN RÍO MEDITERRÁNEO SOBRE EL COMPORTAMIENTO REPRODUCTOR DEL BLENIO DE RÍO**Carolina Quirós, Adolfo de Sostoa, Dolors Vinyoles**

Universidad de Barcelona, España

En los ríos de la península ibérica las alteraciones hidrológicas constituyen una de las principales causas responsables del declive de los peces de agua dulce. En un río mediterráneo de caudal intermitente situado en el NE de España (río Matarraña, cuenca del Ebro) se realizó un estudio comparativo del comportamiento de nidificación y el éxito reproductor del blenio de río (*Salaria fluviatilis*) antes y después de que tuviera lugar una marcada reducción de caudal en el río. El blenio de río es una especie en la que los machos dominantes (de mayor tamaño) presentan cuidado parental de las puestas y en la que los pequeños, más jóvenes, presentan tácticas reproductivas alternativas (parásitos). Tras la reducción de caudal, se observó un descenso en el número de nidos dentro del área de nidificación, una disminución en el tamaño total de las puestas encontradas en los nidos (éxito reproductor del macho) y una notable disminución en la talla de los machos parentales. Sin embargo, y a pesar de la reducción en el tamaño total de la puesta, se encontró un aumento en el número de puestas parciales (grupos de huevos en distinto estadio de desarrollo). El blenio de río muestra ser capaz de adaptarse a los cambios hidrológicos que se producen en su ambiente, pero los cambios observados en las tácticas reproductivas alternativas del macho (precocidad en la adquisición de la táctica dominante) y la acusada disminución en su éxito reproductivo ponen en evidencia la vulnerabilidad de esta especie amenazada a impactos hidrológicos de origen antropogénico.

0-6: 3

EFFECTS OF HYDROLOGICAL MODIFICATION ON GROWTH AND CONDITION OF THE NATIVE CYPRINID LUCIOBARBUS SCLATERI FROM THE SEGURA RIVER BASIN (SE IBERIAN PENINSULA)**David Verdiell Cubedo, Francisco J. Oliva-Paterna, Ana Ruiz-Navarro, Mar Torralva-Forero**

Departamento de Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

Freshwater ecosystems have been profoundly altered by human activities, including alteration of natural flow regimes and modification of riparian habitat. Segura river basin is an intensely regulated basin, located in a semiarid climate region of the southeastern Iberian Peninsula, which receives external water resources by Tajo-Segura transfer (annual mean water transfer of 340 hm³) to the Mundo river, the main tributary of the Segura river. This situation has led to severe modification of the natural flow regimes of these rivers which could negatively affect native fish fauna.

Growth and condition indices are particularly useful for monitoring fish populations and to assess the effects of environmental conditions on individual or population health. Thus, the objective of this study was to analyse the possible differences in growth (instantaneous growth rate and mean backcalculated length) and condition (morphometric and biochemical indices) of southern Iberian barbel *Luciobarbus sclateri* populations, inhabiting three river sectors with different flow and riparian habitat conditions in the Segura river basin.

Flow alteration was higher in the Mundo river sector and riparian habitat quality (assessed through RQI index) was lower in that sector. There were significant differences in growth and condition indices among study sectors, with significantly higher values in the most altered river sector (Mundo river). This situation was probably related to adaptive response of *Luciobarbus sclateri* populations subjected to higher water discharges. Results emphasize the importance of studying biological traits to correctly assess anthropogenic impacts on native fish fauna.

0-6: 4

ESTRUCTURA GENÉTICA DEL GÉNERO COBITIS (TELOSTEI, COBITIDAE) EN LA PENÍNSULA IBÉRICA Y NORTE DE MARRUECOS**Anabel Perdices¹, Ignacio Doadrio¹, Ana Rita Amaral², Manuela Coelho²**¹Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid, CSIC, España; ²Centro Biología Ambiental, Universidade Lisboa, Portugal

El género *Cobitis* representa uno de los grupos de cipriniformes con mayor número de especies descritas en el Paleártico. En la península Ibérica y norte de Marruecos existen 4 especies nativas: *C. calderoni*, *C. paludica*, *C. vettonica* y *C. maroccana* distribuidas en las principales cuencas hidrográficas mediterráneas y atlánticas. De ellas, sólo *C. paludica* presenta una amplia distribución en el Centro y Norte de la península mientras que las otras tres especies tienen distribuciones más restringidas. Inferimos las relaciones filogenéticas de las especies ibéricas y del norte de Marruecos utilizando secuencias de genes mitocondriales (citocromo b) y nucleares (RAG-1), así como la variabilidad genética presente en diferentes poblaciones de las principales cuencas hidrográficas. Basándonos en la filogenia mitocondrial, observamos dos grandes grupos: Grupo I formado por *C. calderoni* y un Grupo II en el que se agrupan el resto de las especies ibero-africanas divididas en 7 linajes mitocondriales (linajes A-G). En este Grupo II, se encuentran *C. vettonica* y *C. maroccana* como linajes independientes (A-B) y monofiléticos mientras que *C. paludica* no representa un grupo monofilético y sus poblaciones se encuentran repartidas en 5 linajes (C-F). Las filogenias nucleares son menos resolutivas que las mitocondriales aunque los resultados encontrados son congruentes entre sí. A nivel poblacional, *C. calderoni* es la especie más homogénea de todas las analizadas con una diversidad genética bastante baja. Todas las poblaciones de *C. calderoni* presentan un haplotipo común muy frecuente. En el Grupo II cada linaje A-G muestra así mismo un haplotipo común junto con otros haplotipos en frecuencias muy bajas. En general y a pesar de que los haplotipos no son específicos de cuencas hidrográficas, cada linaje A-G presenta sus propios haplotipos no compartidos entre ellos.

O-6: 5

VARIABILIDAD MORFOLÓGICA EN POBLACIONES NATIVAS E INTRODUCIDAS DE PEZ SOL (*LEPOMIS GIBBOSUS*): MODELO TRILATERAL CONTINUO DE MORFOLOGÍA FUNCIONAL

Anna Vila Gispert¹, Joan Naspleda Feixas¹, Stan Yavno², Lluis Zamora¹, Michael G. Fox², Ramon Moreno Amich¹

¹Universidad de Girona, España; ²Trent University, Canada

Las estrategias adaptativas en cuanto a morfología pueden influenciar significativamente el éxito invasor y el establecimiento de las especies exóticas. Desde su introducción, el pez sol, especie de origen Norteamericano, ha colonizado la mayor parte de Europa, incluyendo la Península Ibérica. El análisis de 11 caracteres morfológicos relacionados con la locomoción de 21 poblaciones nativas e introducidas de pez sol ha dado lugar a la ordenación de las diferentes poblaciones a lo largo de un modelo trilateral continuo de morfología funcional locomotora. Los extremos de este modelo corresponden a tres ecomorfos que representan la adaptación a la aceleración, la natación sostenida o la maniobrabilidad según cuales sean las condiciones ambientales del hábitat.

A partir de un estudio experimental se ha podido determinar que las diferencias morfológicas entre las poblaciones nativas e introducidas de pez sol son debidas, en gran parte, a plasticidad fenotípica. No obstante, también se ha constatado que existen diferencias genotípicas entre las diferentes poblaciones atribuibles, muy probablemente, a diferencias genéticas de las poblaciones de origen, al efecto fundador y a la adaptación biológica adquirida en las poblaciones más antiguas de esta especie en la Península Ibérica.

0-7: 1

USO DE LOS PECES COMO INDICADORES DEL ESTADO DEL MEDIO, RETOS DE FUTURO EN LA GESTIÓN DEL AGUA.**Antoni Munne, Carolina Solà, Mònica Bardina**

Agència Catalana de l'Aigua. c/ Provença, 204-208. 08036-Barcelona (AnMunne@gencat.cat)

La Directiva marco del agua (2000/60/CE), traspuesta al ordenamiento jurídico catalán a través del texto refundido de la legislación en materia de aguas de Catalunya (Decreto legislativo 3/2003, de 4 de noviembre), y del Reglamento de la planificación hidrológica (Decreto 380/2006), modifica sustancialmente el concepto de control y gestión de los sistemas acuáticos. El agua deja de ser contemplada únicamente como un recurso al servicio de los distintos usos y se introduce el concepto de agua como parte fundamental del medio natural, que es necesario preservar para garantizar, a su vez, una buena calidad y la adecuada disponibilidad del recurso en buen estado. Se pasa del concepto de calidad del agua, vinculada principalmente a las necesidades de determinados usos, al concepto de estado de las masas de agua, vinculado a una visión integral de la estructura y funcionamiento del ecosistema. Estos nuevos conceptos requieren de nuevos indicadores ambientales para el seguimiento del estado de las masas de agua, indicadores que, de acuerdo con la Directiva marco del agua, pasan por la incorporación de elementos biológicos como sensores de la integridad ambiental a lo largo del tiempo.

La Agencia Catalana del Agua ha estado trabajando en el desarrollo de indicadores basados en las poblaciones de peces en ríos de Catalunya desde el año 2002, y ha ido adquiriendo información del medio para ajustar los protocolos de muestreo y para desarrollar un sistema métrico de indicadores suficientemente sensible a las alteraciones del estado de las masas de agua. Este es el caso del índice IBICAT, que se dio a conocer en el 2003, pero que posteriormente ha sido motivo de modificaciones y ajustes (IBICAT₂₀₁₀, etc.). Aun así, quedan aspectos por clarificar. Por un lado está el hecho de poder intercalibrar los índices con otros países con el fin de armonizar los umbrales de calidad. Esta es una labor complicada ya que las poblaciones de peces, sus abundancias y la composición taxonómica son muy distintas, especialmente entre cuencas del centro y norte de Europa y las cuencas mediterráneas. Por otro lado, el hecho que se utilicen gradientes genéricos de presiones para seleccionar y ajustar las métricas de valoración de la calidad del medio hace que, en algunos casos, determinadas presiones puedan ser ligeramente infravaloradas, aportando una visión poco ajustada a la integridad del medio a escala local. Los indicadores de calidad basados en las poblaciones de peces de río, y en otras categorías de masas de agua, es un requerimiento de la Directiva marco del agua, que debía ser introducido como elemento de medida en los Planes de gestión de las distintas demarcaciones hidrográficas que los Estados miembros de la Unión Europea debían aprobar a finales del 2009. Este es un elemento que no se ha usado en muchos planes de gestión, o bien su definición no se ha resuelto plenamente. En el caso de Catalunya, la valoración mediante las poblaciones de peces en ríos, es la que aporta una visión más pesimista, condicionando, en gran medida, la reducción de ríos que alcanzan el buen estado. La mejora de la calidad química del agua ha puesto en evidencia las carencias de hábitat en los ríos y las diversas alteraciones hidromorfológicas, que junto con las especies exóticas y oportunistas han provocado una disminución sustancial de la salud de las poblaciones de peces autóctonos y la integridad de los ecosistemas. Es necesario, pues, ajustar unos buenos indicadores biológicos en base a las poblaciones de peces que permitan el seguimiento del estado y logro de los objetivos de manera factible.

0-7: 2

ESTUDIO COMPARATIVO DEL ESTADO ECOLÓGICO EN DOS RÍOS DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA ORDESA-VIÑAMALA**Ibon Tobes¹, Sergio Gaspar², Javier Oscoz¹, Rafael Miranda¹**¹Departamento de Zoología y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Navarra, Pamplona, Navarra; ²Ekolur Asesoría Ambiental, Oiartzun, Gipuzkoa

El presente trabajo fue llevado a cabo en la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biosfera de Ordesa-Viñamala. El territorio alberga dos cuencas hidrográficas muy similares que discurren paralelas, la cuenca del río Ara y la cuenca del río Gállego. Se muestrearon seis puntos a lo largo del río Ara y ocho en la cuenca del río Gállego. En cada punto de muestreo se estudiaron las comunidades de peces y macroinvertebrados, las características del hábitat fluvial, los parámetros físico-químicos de las aguas y la posible presencia de contaminantes. Además, se aplicaron cuatro índices de calidad ambiental para estimar el estado de integridad biológica de ambas cuencas hidrográficas. A pesar de que ambientalmente las dos cuencas presentan características similares, los resultados del estudio detectaron notables diferencias en la integridad biológica de ambas. Mientras que el río Ara disfruta de una excelente calidad medioambiental, el río Gállego mostró claros síntomas que indican una incipiente degradación del medio. Los indicadores ecológicos medidos mostraron diferencias significativas entre estos ríos. Los elevados valores de la temperatura y la conductividad, la alta concentración de algunos contaminantes, los bajos valores de algunos índices de calidad del hábitat y la presencia de ciprínidos en algunos de los tramos estudiados del río Gállego parecen mostrar el impacto producido por la actividad humana en la zona. Alcanzar una mejor comprensión de los distintos procesos implicados en la transformación ecológica de los ríos a estudio resulta clave para poder implementar las medidas de gestión necesarias para paliar los efectos negativos de la presencia humana y preservar la calidad medioambiental de la Reserva de la Biosfera a estudio.

O-7: 3

HOW DO FISH FUNCTIONAL TRAITS CORRELATE TO HUMAN DISTURBANCE AT DIFFERENT SPATIAL SCALES?**João Manuel Oliveira¹, Pedro Segurado², José Santos², Paulo Pinheiro³, Amílcar Teixeira⁴, Teresa Ferreira², Rui Cortes¹**¹CITAB - Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Portugal; ²CEF - Centro de Estudos Florestais, Portugal; ³AQUALOGUS - Engenharia e Ambiente, Portugal; ⁴CIMO - Centro de Investigação de Montanha, Portugal

The intercalibrated fish-based method to assess the biological quality of wadeable streams in Portugal, developed for the purpose of implementing the Water Framework Directive, is supported by six river types that broadly correspond to the different forms of fluvial ecosystem functioning in this country. It is known that the response of fish-based metrics to perturbation varies among river types and that human pressure operate at different spatial scales. In this study, several fish metrics (density of ecological guilds, and species richness/abundance) were modeled with random forests in order to investigate the importance of multi-scale impacts on fish assemblages in each of the river types established for Portugal. We used variables related to human disturbance at three different spatial scales – local, segment and regional. For all analyzed metrics, land use at the local and regional scale, siltation, and water quality variables, generally presented the stronger explanatory power. In each river type, most guilds presented at least one metric that showed a good response to pressure variables. Nevertheless, for most groups, the models with higher explained variance included tolerance metrics, invertivorous metrics, lithophilic metric, and abundance of exotic individuals. We discuss the need to use a multi-scale approach in order to fully assess the factors that govern the functional organization of biotic communities in streams, as well as to improve biomonitoring and restoration of fluvial ecosystems.

O-7: 4

INTEGRATION OF HABITAT MODELS TO PREDICT FISH DISTRIBUTIONS IN THE NORTHERN THIRD OF THE IBERIAN PENINSULA**José Barquín Ortiz, Alexia González Ferreras, Francisco Jesus Peñas Silva**

Environmental Hydraulics Institute "IH Cantabria". Universidad de Cantabria, España

The exploitation of water resources and the physical habitat modification of many rivers threaten the survival of freshwater fish populations worldwide. Thus, the development of tools that allow developing useful management and conservation programmes represents an essential task to avoid the further deterioration and extinction of these populations. The Species Distribution Models (SDM), which establish the relationships between the species occurrence and the environmental variables that influences their distribution, have gained great importance in the field of fish management and conservation in recent years. Nevertheless, given the wide range of available statistical methods it could be difficult to choose the most appropriate model. In addition, new approaches are appearing where sets of techniques are combined to obtain integrated models in order to reduce the biases and limitations of individual modelling. In this study we developed SDMs which combine the results of seven powerful statistical tools to determine the probability of occurrence of seven fish species (*Anguilla anguilla*, *Barbus haasi*, *Barbatula quignardi*, *Parachondrostoma miegii*, *Phoxinus bigerri*, *Salmo salar* and *Salmo trutta*) in Atlantic (Cantabrian sea catchments) and Mediterranean (Ebro) catchments covering the northern third of Spain. The analysis were carried out using fish data collected by electrofishing in 181 study sites that did not undergo any severe human perturbation. The performances of the individual models were compared based on several indicators and the integration to obtain the final model was conducted using only those models which presented an optimal prediction performance. We look for the most important factors (climatic, hydrological, topographic, land use and geological) explaining variation among river reaches. All species except *S. trutta* presented two or more models with a prediction performance over the established thresholds and in general, Random Forest presented the highest prediction capacity. The results obtained through the integration of several models have shown an excellent predictive performance for all species. The mean annual flow, the mean upstream catchment elevation, the catchment area and the distance to the sea were the most important variable in almost all the models. This study shows that the integration of several models improved the results of using individual models and represents a good tool to predict fish species distribution area for management purposes.

0-7: 5

ASSESSING EFFECTS OF SMALL HYDROPOWER PLANTS ON FISH POPULATIONS AND HABITAT FEATURES IN A PYRENEAN STREAM

Lluís Benejam^{1,2}, Sandra Saura-Mas^{1,3,4}, Mònica Bardina⁵, Carolina Solà⁵, Antoni Munné⁵, Emili Garcia-Berthou²

¹Center for Study of Terrestrial and Aquatic Conservation Biology (CEBCAT-La Balca), 17600 Figueres, Catalonia, Spain; ²Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, 17071 Girona, Catalonia, Spain; ³CREAF, 08193 Cerdanyola del Vallès, Catalonia, Spain; ⁴Unitat d'Ecologia, Departament de Biología Animal, Vegetal i Ecología, Univ Autònoma de Barcelona, 08193 Cerdanyola del Vallès, Catalonia, Spain; ⁵Catalan Water Agency (ACA), Provença 204-208, 08036 Barcelona, Catalonia, Spain

River ecosystems have been profoundly altered with industrial and urban pollution, alterations of natural hydromorphology and severe water derivation. Among others, the purpose of water derivation includes agriculture irrigation, human water supply and energy production. Where water is scarce, like in Mediterranean streams, water derivation may cause alteration of the natural flow regime and negative effects on river ecosystems. During the past century, in some rivers of Catalonia, many hydropower plants were constructed to produce energy for textile industries. We studied the effects of these hydropower plants on fish assemblages in upstream reaches of Ter river basin, where around 85 plants are still operating. Water derivation from these plants provokes an important reduction of streamflow below the weirs. Using electrofishing, we sampled fish populations of 36 sites (half of them affected by water derivation and another half as paired controls) of sixteen hydropower plants. Several habitat variables were also measured. The results showed that water derivation provoked significant changes in river habitat. For example, in the impacted sites, the water column was lower, there were less riffles and more pools, less presence of refuges and lower values of a total Rapid Bioassessment Protocol index. The most widely distributed freshwater fish species in the study area were *Salmo trutta*, *Barbus meridionalis*, *Phoxinus sp.* and *Barbatula barbatula*. In the impacted sites fish population sizes were smaller and the average length and weight were lower. By contrast, in the control sites, fish average length and weight were larger, populations had more complex size-structure (wider ranges of lengths and weights) and individuals had better condition. Therefore, we show the impact of water derivation due to hydropower plants on stream habitat features and fish populations.

O-8: 1

WHAT ARE THE PRODUCTION RATES OF STREAM-LIVING BROWN TROUT?**Javier Lobón-Cervia¹, Gustavo González², Phaedra Budy³**¹MNCN-CSIC, España; ²Ichthios, León (Spain); ³U.S. Geologocal Survey, Utah Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Utah State University, Logan, UT, U.S.A.

We examined annual production (total production of all age-classes over a year, P_A) and turnover (P/B_A) ratios, in relation to year-class production (production over the entire life time of a year-class, P_T) and turnover (P/B_T) ratio of resident brown trout *Salmo trutta*, over 14 years at 12 sites along four tributaries of Rio Esva (Asturias, northwestern Spain). Large spatial (among sites) and temporal (among years) variation in annual production (range 1.9–40.3 g m⁻² y⁻¹) and P/B_A ratio (range 0.76–2.4 y⁻¹) typified these populations, values reported here including all the variation reported globally for salmonids streams inhabited by one or several species. When all data were pooled, annual (P_A) and year-class production (P_T) and annual (P/B_A) and year-class P/B_T ratios were tightly linked. P_A and P_T were similar but not identical, i.e. $P_T = 0.94 * P_A$, whereas the P/B_T ratios were 4 + P/B_A ratios. Recruitment (R_c) and mean annual density (N_A) were major drivers of production and their relationships were described by simple mathematical models. While year-class production (P_T) was determined ($R^2 = 70.1\%$) by recruitment (R_c), annual production (P_A) was determined ($R^2 = 60.3\%$) by mean annual density (N_A). In turn, variation in recruitment explained $R^2 = 55.2\%$ of variation in year-class P/B_T ratios, the latter attaining an asymptote at $P/B_T = 6$ at higher levels of recruitment. Similarly, variations in mean annual density (N_A) explained $R_2 = 52.1\%$ of variation in annual P/B_A , the latter reaching an asymptote at $P/B_A = 2.1$. This explained why P/B_T is equal to P/B_A plus the number of year-classes at high but not at low densities.

O-8: 2

WHERE COLD WATER SPECIES WILL BE AT HIGHER RISK? THE CASE OF SALMO TRUTTA DISTRIBUTION CROSS TEMPERATE AND MEDITERRANEAN STREAM BASINS**Ana Filipa FILIPE¹, Danijela MARKOVIC², Florian PLETTERBAUER³, Clément TISSEUIL⁴, Aaike DE WEVER⁵, Stefan SCHMUTZ³, Núria BONADA¹, Jörg FREYHOF²**¹Grup de Recerca “Freshwater Ecology and Management” (FEM), Departament d’Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona (UB), Diagonal 643, 08028 Barcelona Catalonia/Spain; ²Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Müggelseedamm 310, 12561 Berlin, Germany; ³Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management (IHG), Department of Water, Atmosphere and Environment, University of Natural Resources and Life Sciences Vienna (BOKU), Max Emanuel Strasse 17, 1180 Vienna, Austria; ⁴UMR BOREA-IRD 207/CNRS 7208/MNHN/UPMC, Muséum National d’Histoire Naturelle, Département Milieux et Peuplements Aquatiques, Paris, France; ⁵Freshwater Laboratory, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Vautierstraat 29, 1000 Brussels, Belgium

Freshwater species will be severely affected by climate change but severity is likely to be regionally specific. To examine if cold-water species will be more affected in streams with mediterranean climates, we built species distribution models and forecasts for *Salmo trutta* covering mediterranean and temperate European river basins (Ebro, Danube and Elbe river basins). We used presence-absences and environmental factors at the stream reach resolution.

Model’s calibration using a consensus approach with GLM, GAM, RF, and MARS performed excellently (AUC>0.9). Climate had a predictive primacy above stream hydro-topography, while land-use did not improve predictions. Forecasts under A1b scenario point *Salmo trutta* will be severely and increasingly affected by climate change throughout decades. Overall, 64% of sampled streams will be lost by 2080s, being Elbe basin the most affected.

Results showed that 1) *Salmo trutta* northern populations will suffer larger habitat losses and be at higher risk of declining, while southern populations at the Ebro basin will have smaller distribution ranges; 2) hydro-topographical factors can improve predictive ability, while using a broad range of environmental conditions improves reliability. This study provides advances on obtaining accurate forecasts for stream inhabitants.

0-8: 3

USE OF THE FISH-SIZE DIVERSITY TO ASSES ENVIRONMENTAL IMPACTS IN STREAM ECOSYSTEMS: AN EXAMPLE WITH MEDITERRANEAN BARBEL (BARBUS MERIDIONALIS)**Lluís Zamora Hernández, Xavier Quintana Pou**

Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona, España

Effective indicators are needed to measure the health of rivers. These comprehensive, sensitive and quantitative tools must be able to detect changes at the catchment scale as well as at the reach and smaller spatial scales. Fish can be used as biotic indicators and Indices of biotic integrity (IBIs) are commonly used for assessing the ecological health of entire fish assemblages. Nevertheless, they are slightly sensitive in very low-diversity fish communities, such as we found in Mediterranean rivers. In this case, population parameters can be useful. Size structure analysis is one of the most commonly used because it reflects the interaction of the dynamic rates of recruitment, growth and mortality. We present a new proposal to resume length-frequency distributions based on the calculation of size-diversity in order to compare size structure among samples. We test differences in size-diversity, catch per unit effort (CPUE) and body condition between several populations of Mediterranean barbel and to examine possible correlations between fish population parameters and ecological factors. We analyzed several populations with different ecological conditions. Statistical analysis (ANCOVA) showed that there were only significant differences ($P < 0.05$) in size diversity which could imply differences in habitat characteristics condition between populations. Flow regime, pollution and riparian cover seem to be the main ecological factors affecting the size structure of this species in the area studied. Therefore, the size diversity of the Mediterranean barbel may be a good indicator of environmental perturbation in Mediterranean stream ecosystems.

0-8: 4

SPATIAL AND TEMPORAL VARIATION IN ASSEMBLAGE STRUCTURE OF FISH LARVAE IN MEDITERRANEAN-TYPE STREAMS: CONTRASTS BETWEEN NATIVE AND NON-NATIVE SPECIES**Filipe Ribeiro^{1,2}, Ece Serezli³, Merve Kegaz³, Maria Filomena Magalhaes², Maria Joao Colares-Pereira²**¹Centro de Oceanografia / Museu Nacional de História Natural e da Ciência, Portugal; ²Centro de Biologia Ambiental; ³Istanbul University

Larval fish ecology remains poorly understood in freshwater ecosystems. In Iberian Peninsula there is a dearth of information about the structure, phenology, and environmental dependencies of local fish larvae assemblages. This study characterized the fish larvae assemblages in the Lower Guadiana Basin, a typical mediterranean-type watershed in the Southern Iberian Peninsula. Specific objectives were to describe patterns of richness, composition, and relative abundance of taxa, and quantify abiotic factors associated with variation in assemblage structure, and the way they influence native and non-native fishes. Assemblage structure of fish larvae was quantified at four distinct rivers (Guadiana, Ardila, Degebe and Vascão) between March and October of 2003 and 2004. The 2004 data were analysed against sixteen variables reflecting river flow, temperature and habitat context. In 2003, a total of 3434 larvae were collected from 4 different taxa while in 2004 sampling yielded 10 taxa and 4604 larvae. Annual differences observed between both years were mainly due to distinct sampling efforts. Nevertheless, in both years the native river blenny and non-native pumpkinseed were the most abundant and widespread taxa while the native chub *Squalius* spp. were the third most abundant taxa. The Southern straight-mouth nase *Pseudochondrostoma willkommii* and the non-native carp *Cyprinus carpio* were absent from 2003 collections. However, in the second year these two species were common and relatively abundant. The ichthyoplankton data for 2004 showed considerable spatial variation in taxonomic richness and abundance of larval assemblages, with either native or non-native fishes dominating in different sites. Moreover, in 2004 there was also a clear temporal separation between native and non-native fishes, with native cyprinids generally peaking earlier in the year than non-native fishes. Temporal fluctuations in larval assemblages across sites in 2004 were mostly associated with variations in water temperature and transparency, but flow was also an important factor shaping local assemblage structure. Larvae of native fishes appeared to find most suitable conditions in naturally flowing sites early in spring, when flow is high and water temperature still low. These results suggest that both the preservation of natural flow peaks and of adequate thermal contexts may be crucial for conservation of native fish fauna in mediterranean-type streams. Progress in research on early life-stages is essential to further clarify the ecological differences between native and non-native fishes in mediterranean-type streams in the Iberian Peninsula, and to move forward in management and conservation actions.

0-8: 5

IMPACTO AMBIENTAL DE LA MONTAÑA DEL RÍO SOBRE LA COMUNIDAD DE PECES DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA**RAQUEL MORENO VALCÁRCEL¹, FRANCISCO JOSÉ OLIVA PATERNA², CARLOS FERNÁNDEZ DELGADO¹**¹UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA, España; ²UNIVERSIDAD DE MURCIA, España

En Doñana, se denomina *Montaña del Río* al crecimiento artificial del levé natural de la margen derecha del río Guadalquivir a su paso por este espacio natural. Esta barrera elimina el flujo mareal de gran parte de la marisma del Parque Nacional y por consiguiente todos los procesos y funciones asociados a este fenómeno.

En este trabajo intentamos analizar el impacto de esta obra sobre el Parque Nacional utilizando su comunidad de peces. Para ello se muestrearon, de junio a septiembre de 2011, caños intermareales de la zona baja de Doñana y de tres marismas del arco atlántico: Ayamonte, Piedras y Odiel, utilizadas como zonas control en el diseño BACI (*Before-After Control Impact*) empleado.

Se aplicaron análisis de varianza multivariante por permutaciones (PERMANOVAs) anidados y técnicas de ordenación nMDS a la abundancia y biomasa, y parámetros tales como riqueza y diversidad de especies, índice de integridad zoogeográfica y gremios ecológicos encontrados en las distintas zonas muestreadas.

Comparado con las otras marismas, Doñana mostró menor riqueza de especies propias de estuarios, mayor proporción de especies alloctonas y menor valor del índice de integridad zoogeográfico. Además de ello, presentó valores extraordinariamente elevados de abundancia y biomasa provenientes de una comunidad de peces más degradada que la del resto de marismas estudiadas. La variabilidad espacio-temporal de la comunidad de peces de Doñana fue significativamente diferente a la del resto de marismas control, mostrando el impacto de la *Montaña del Río*.

0-8: 6

EL PAPEL DE LAS ASOCIACIONES ÍCTICAS EN LAS REDES TRÓFICAS DE DOS ECOSISTEMAS MUY DIFERENTES: LAGOS NEOTROPICALES VS RÍOS DE RÉGIMEN MEDITERRÁNEO**Carlos Granado Lorencio¹, Ramona Sánchez Carmona¹, Frank Álvarez², Luz Fernanda Jimenez Segura², Lourdes Encina Encina¹, Amadora Rodríguez Ruiz¹, Victoria Rodríguez Sánchez¹**¹Universidad de Sevilla, España; ²Universidad de Antioquia, Colombia

Las asociaciones ícticas de los lagos de inundación de la región media del río Magdalena (Colombia) se caracterizan por una alta diversidad íctica, complejas interacciones tróficas entre la ictiofauna y la presencia de superpredadores. Por el contrario, las existentes en los ríos de régimen mediterráneo de la península Ibérica presentan baja diversidad íctica, falta de intra-relaciones tróficas en la ictiofauna y ausencia de superpredadores nativos. En este trabajo se pretende explorar el efecto que tienen, sobre el funcionamiento del ecosistema, estructuras tróficas tan diferentes como las que muestran las asociaciones ícticas de estos dos tipos de sistemas. Para ello, se han construido y analizado las redes tróficas de seis lagos de inundación de la región del Río Magdalena y de seis ríos de régimen mediterráneo de Andalucía occidental. El análisis se ha centrado en un conjunto de propiedades que describen los hábitos tróficos de las especies, la complejidad de conexiones y cuantifican los niveles tróficos. El cálculo de las propiedades y la visualización tridimensional de cada una de las redes, se han realizado usando el software Foodweb3D (R.J. William, Pacific Ecoinformatics and Computational Ecology Lab), desarrollados de forma específica para estudios de redes tróficas. En las redes tróficas de los lagos neotropicales se encontraron valores más altos para propiedades relacionadas con el tamaño de la red, tamaño de las asociaciones ícticas, densidad de conexiones y niveles tróficos. Teniendo en cuenta las características de las asociaciones ícticas de los sistemas estudiados cabría esperar valores de conectancia mucho mayores para las redes tróficas de los lagos Neotropicales, ya que esta propiedad es una medida de la complejidad. No obstante, los resultados obtenidos muestran que ambos tipos ecosistemas presentaron valores muy parecidos de conectancia, siendo ésta la única variable que no mostró diferencias significativas en ambos ecosistemas.

0-9: 1

MOSQUITOFISH HARASSMENT OF NATIVE FISH AND THE POTENTIAL AMELIORATING EFFECTS OF ARTIFICIAL REFUGIA**Kit Magellan, Emili Garcia-Berthou**

Universitat de Girona, España

Mosquitofish, *Gambusia holbrooki* and *G. affinis*, have been listed among the most invasive species worldwide and their effects on native fish are thought to be widespread and detrimental. One such species is the toothcarp *Aphanius iberus* in the Iberian Peninsula whose habitat has been heavily invaded by the eastern mosquitofish, *G. holbrooki*. Here we examine the potential for mosquitofish to interfere with toothcarp conspecific interactions through aggression and harassment and the use of artificial refugia in ameliorating any detrimental effects. In the presence of mosquitofish, toothcarp showed less interest in conspecifics but did not reduce the total attention given to all individuals, indicating that they divided their time between individuals present. While there was no difference in the frequency of aggressive acts performed by toothcarp and mosquitofish or in the presence or absence of a refuge, toothcarp received more aggression when a refuge was present suggesting a larger proportion of aggression was directed at toothcarp. Moreover, male mosquitofish directed copulation attempts at females, but not males, of both species so appearing to differentiate between sexes but not between species. The positive correlation between fish size and the frequency of mating attempts, and the fact that females of both species tend to larger than males, suggests male preference for larger females overrides the requirement to mate with conspecifics. The attention shown by toothcarp to mosquitofish may thus be necessary to avoid harassment. Refugia use was almost exclusively by toothcarp and increased in the presence of mosquitofish implying toothcarp use refugia to avoid mosquitofish harassment. However, the increased aggression received by toothcarp in the presence of refugia may mean that the use of refugia as a conservation measure in this system is counter-productive.

0-9: 2

EVALUACIÓN DE LA POTENCIALIDAD PARA MANTENER POBLACIONES ESTABLES DE FARTET (APHANIUS IBERUS) EN MASAS DE AGUA LITORALES.**Xavier Llopart Sánchez, Quim Pou i Rovira, Eloi Cruset Tonietti, Milena Rot Plà, Berta Capdevila Codina**

Sorelló, estudis al medi aquàtic, España

El fartet (*Aphanius iberus*) está catalogado en la categoría de “En Peligro de Extinción” a nivel internacional, estatal y autonómico (Cataluña). En Cataluña, como en el resto de su área de distribución peninsular, la reducción y alteración de los hábitats potenciales para la especie constituye una de las dos principales amenazas para su conservación, junto con la introducción de especies exóticas.

Se ha llevado a cabo una evaluación a pequeña escala de las masas de agua aisladas actualmente ocupadas por el fartet en el litoral catalán, con el fin de identificar factores clave para albergar poblaciones estables de este pez. Concretamente, se han caracterizado 7 masas de agua ocupadas por el fartet en las demarcaciones de Tarragona y Girona. Esta caracterización se ha llevado a cabo a partir de la evaluación *in situ* del tipo de hábitats disponibles, así como de su cobertura total. Los resultados muestran que las masas de agua con mayor estructuración y diversidad de hábitats, preferentemente de tipo halófilo, permiten mantener poblaciones estables, incluso en aquellos casos en los que existen presiones clave como la presencia de gambusia (*Gambusia holbrooki*).

Por otra parte, para el conjunto de Cataluña, se ha valorado la relación existente entre la presencia de fartet y el estado ecológico o la calidad del agua por masa de agua, mediante el uso de los índices estandarizados para los humedales catalanes (ECELS y QAEELS), partiendo de resultados aportados por la Agència Catalana de l’Aigua (ACA). El índice ECELS (estado ecológico) resulta ser un buen predictor inicial de la potencialidad de las masas de agua del litoral para albergar núcleos de fartet. En cambio, el índice QAEELS (calidad del agua) no responde a la presencia de este pez, probablemente debido a la amplia tolerancia fisiológica de esta especie a las variaciones en las condiciones del agua.

Finalmente, se propone un nuevo índice preliminar, de fácil aplicación, para la valoración de la potencialidad para albergar poblaciones de fartet estables de una determinada masa de agua. Este índice, que por ahora se ha preparado únicamente para masas de agua litorales y aisladas, constituye una herramienta de utilidad para la planificación de una estrategia de conservación a gran escala de la especie, basada en el establecimiento de nuevos poblacionales de fartet.

0-9: 3

REFUERZO DE LA POBLACIÓN DE FARTET (APHANIUS IBERUS) EN LA MARISMA DE LA PLETERA

Xavier Quintana Pou^{1,2}, Anna Badosa Salvador³, Quim Pou Rovira⁴, Josep Gestí Perich², Lluís Zamora Hernandez², Rocío López Flores⁵, Stéphanie Gascón García², Sandra Bracet Balmáña⁶, Jordi Sala Genoher², Jordi Compte Ciurana², Dani Boix Masafret²

¹Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis; ²Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona, Espanya; ³Estació Biològica de Doñana CSIC; ⁴Sorelló, estudis al medi aquàtic, S.L.; ⁵Àrea de Ecología. Escuela Politécnica Superior de Huesca. Universidad de Zaragoza; ⁶EC Joint Research Center. Institute for Environment and Sustainability. Ispra, Italia

En la marisma de la Pletera de los Aiguamolls del Baix Ter se encuentra una de las pocas poblaciones de fartet (*Aphanius iberus*) de la costa catalana. En esta marisma, hasta hace una década, el fartet se encontraba en una única laguna, la laguna de Fra Ramon, puesto que la mayor parte de la marisma no es de inundación permanente. Durante los años 1999-2002, en el marco de un proyecto Life Naturaleza llevado a cabo por el Ayuntamiento de Torroella de Montgrí, se realizaron una serie de actuaciones con el fin de potenciar las poblaciones de fartet de la Pletera. Se construyeron nuevas lagunas permanentes, a base de excavación a una cota por debajo del nivel del mar, con el fin de aumentar los núcleos de población de fartet en la zona. Las nuevas lagunas se repoblaron con unos 400 individuos de fartet procedentes de la población de la laguna de Fra Ramon. En este estudio se analiza la evolución a corto y medio plazo de la población de fartet en las nuevas lagunas. Se analizan también las características ecológicas de las nuevas lagunas y su idoneidad como núcleos de población de fartet. Las variaciones en la salinidad y la composición de nutrientes en las nuevas lagunas, así como la composición de invertebrados acuáticos, era muy similar a las de los núcleos de agua permanente ya existentes, aunque con valores ligeramente más bajos de salinidad y de fósforo. El benthos se colonizó muy rápidamente con praderas de *Ruppia cirrhosa*. En general, las condiciones del hábitat resultante son muy adecuadas para el desarrollo del fartet.

Durante los primeros años, la población de fartet tuvo un crecimiento exponencial. Posteriormente, 4 años después de la restauración, se detectó la presencia de gambusia (*Gambusia holbrookii*), coincidiendo con una disminución de la salinidad, atribuible a una menor frecuencia e intensidad de los temporales de mar. La densidad de gambusias presenta oscilaciones muy acusadas, probablemente debido a los cambios de salinidad. Con la presencia de gambusia, la densidad de fartet ha disminuido, aunque se mantiene más estable. La distribución de tamaños también es la adecuada, con presencia de individuos del año y adultos de los años anteriores.

0-9: 4

HÁBITAT Y CONSERVACIÓN DEL ESPINOSO (GASTEROSTEUS ACULEATUS) EN LA PROVINCIA DE GIRONA

Quim Pou-Rovira, Xavier Llopard Sànchez, Eloi Cruset Tonietti, Milena Rot Pla

Sorelló, Estudis al medi Aquàtic SL

El espinoso (*Gasterosteus aculeatus*) es una de las especies de peces continentales más amenazadas de la Península Ibérica, cuyo declive ha sido especialmente acusado en los ambientes acuáticos de carácter mediterráneo. De hecho, esta especie se ha extinguido en la mayor parte de cuencas ibéricas mediterráneas donde había sido citada. Actualmente, la provincia de Girona acoge las mejores poblaciones restantes en la vertiente mediterránea. Durante la primavera del 2012 se ha llevado a cabo una campaña intensiva de muestreo (200 estaciones) de las poblaciones de la provincia de Girona, situadas en sectores concretos de las siguientes cuencas o subcuencas: Pedret, Muga, Sirvent, Daró, Calonge, Onyar y Sta. Coloma. El muestreo se ha llevado a cabo mediante trampas, colocando entre 3 y 8 trampas por localidad en función de la heterogeneidad del mesohabitat.

Se confirma la conservación de un mínimo de 7 poblaciones de espinoso en Girona. Estas poblaciones se encuentran en una situación diversa respecto a la dinámica y extensión actual de su área de ocupación, densidad media y riesgo de extinción. Varias de estas poblaciones se encuentran fragmentadas en diversas subpoblaciones parcialmente aisladas, y a menudo no todas ellas estables. La densidad del espinoso, sobretodo de los adultos reproductores, disminuye en relación al número de especies exóticas y a la densidad de algunas de estas, mientras que aumenta con la presencia de peces autóctonos. En consonancia, las mayores densidades observadas se dan en tramos con alta o muy alta integridad del poblamiento de peces. A la vez, se ha observado que los mejores núcleos de espinoso se sitúan en puntos con una elevada riqueza de anfibios. En Girona, la reproducción del espinoso se produce sobretodo en ríos mediterráneos poco o nada modificados, de orden 4, caracterizados por un estiaje severo pero no drástico, no regulados, y en general con un estado ecológico de bueno a muy bueno. En general, se trata de ríos poco profundos, con pocas o nulas alteraciones hidromorfológicas, buena calidad del agua y una buena estructuración de los hábitats fluviales. Fuera de la época de reproducción, los ejemplares de espinoso -sobretodo jóvenes- tienden a bajar río abajo, si pueden, penetrando en aguas de menor calidad, y ocupando hábitats de menor complejidad estructural y con una mayor presencia de especies exóticas.

0-9: 5

NÁYADES Y PECES, SUERTE APAREJADA: EL CASO DE LAS CUENCA DEL NORDESTE DE CATALUÑA.

Quim Pou-Rovira¹, Eloi Cruset¹, Rafael Araujo², Miquel Campos³, Carles Feo³, Dani Boix⁴, Xavier Llopart¹, Milena Rot¹, Santi Ramos⁵, María Pilar Carabús⁵

¹Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic SL; ²Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC); ³Consorci de l'Estany, Banyoles; ⁴Institut d'Ecologia Aquàtica (UdG); ⁵Parc Natural de les Illes Medes, el Montgrí i el Baix Ter (DAAM, Generalitat de Catalunya)

Las náyades autóctonas constituyen uno de los grupos más amenazados, en su conjunto, de la fauna de las aguas continentales ibéricas. La mayor parte de las especies de uniónidos se encuentran actualmente en regresión en la mayor parte de las cuencas peninsulares, y de hecho buena parte de estas están catalogados en algún nivel de amenaza, bien sea a nivel internacional, nacional o regional. Diversos factores explican esta situación, entre los que destaca la alteración o destrucción de sus hábitats fluviales y la disminución de la calidad del agua, pero también la degradación del poblamiento de peces. Esto viene explicado por el hecho que el desarrollo de las larvas de las náyades (gloquidios) pasa forzosamente por una fase parasitaria de algunos peces.

En el nordeste de Cataluña se conoce la presencia de cuatro especies de náyades autóctonas: *Potomida littoralis*, *Unio mancus*, *Unio ravaoisieri* y *Anodonta anatina*. El estado de conservación de estas especies en Cataluña es desigual, si bien en general se puede considerar que todas ellas se encuentran fuertemente amenazadas, dada la clara regresión que se ha dado en su distribución. Buena parte de las citas históricas probablemente corresponden en la actualidad a poblaciones desaparecidas, o bien a poblaciones residuales con densidades muy bajas y a menudo al borde de la extinción local por falta de reclutamiento reciente. La especie que aparentemente se encuentra en una peor situación en el nordeste de Cataluña es *P. littoralis*, con solo tres núcleos conocidos, y con escasos ejemplares observados vivos en cada uno de ellos. Además, recientemente se ha citado un uniónido exótico, *Anodonta woodiana*, que actualmente se encuentra en expansión llegando a ser la especie más abundante en el tramo final de la cuenca del Ter.

Se aportan los resultados de una revisión de la situación general de las poblaciones de náyades en las cuencas de los ríos Muga, Fluvia, Ter, Daró y Tordera, entre otras cuencas menores de la zona, relacionando además el estado de cada población con la evolución reciente del poblamiento local de peces, partiendo de los resultados de diversos estudios previos. En general, se observa que los pocos núcleos poblacionales de náyades autóctonas donde aún se observa reclutamiento coinciden con tramos fluviales con poblamientos ícticos poco alterados, en el que se conserva una presencia estable de al menos una especie autóctona, y con escasa o nula presencia de especies exóticas. En cambio, el uniónido exótico *A. woodiana* se está expandiendo en el Bajo Ter a pesar de que el poblamiento original de peces se encuentra allí fuertemente alterado.

0-10: 1

BIOLOGÍA POBLACIONAL DE GAMBUSIA HOLBROOKI EN UN ARROYO SALINO SOMETIDO A ESTRÉS AMBIENTAL POR DILUCIÓN**Ana Ruiz Navarro, David Verdiell Cubedo, Mar Torralva, Francisco J Oliva Paterna**

Universidad de Murcia, España

Las invasiones biológicas son una de las principales amenazas para la biodiversidad acuática, especialmente en los sistemas epicontinentales. Un elemento clave para alcanzar el éxito de los planes de gestión es la capacidad para analizar la respuesta de las especies invasoras al estrés ambiental en los hábitats invadidos. *Gambusia holbrooki* es una especie altamente invasora y está considerada como el pez dulceacuícola con mayor rango de distribución del planeta debido, entre otros aspectos, a su amplia tolerancia ambiental. Aunque se ha sugerido que la salinidad del agua limita su capacidad de invasión y su impacto, el efecto de las variaciones de salinidad sobre su biología poblacional apenas ha sido estudiado.

Entre los cursos de agua mediterráneos de regiones áridas y semiáridas existe un gran número de sistemas salinos naturales que poseen un elevado valor conservacionista y biogeográfico. Sin embargo, los procesos antrópicos que conllevan disminución de la salinidad en estos sistemas (estrés ambiental por dilución) son cada vez más comunes, conformando uno de los impactos más dañinos sobre sus comunidades biológicas.

Este estudio analiza el efecto de los cambios de salinidad del agua sobre la estrategia de vida y el uso del micro hábitat de una población de *G. holbrooki* que habita un arroyo hipersalino sometido a estrés ambiental por dilución. El proceso de dilución y los cambios de hábitat asociados, tales como el aumento de vegetación acuática, la disponibilidad de alimento y la expansión de vegetación de ribera invasora (*Phragmites australis*), parecen haber favorecido la proliferación y la colonización de *G. holbrooki* en este sistema. La dilución se relacionó con valores más elevados de condición somática y, excepto en las hembras 0+, con una mayor inversión reproductora. Este patrón se reflejó en mayor supervivencia, reclutamiento y abundancia poblacional durante el periodo de menor salinidad. A su vez, se ha constatado cómo la especie realizó cambios significativos en el uso del hábitat que sugieren ventajas en condiciones de menor salinidad. Principalmente, las manchas de *P. australis* fueron utilizadas como refugio por parte de *G. holbrooki*, aumentando esta preferencia durante el periodo de menor salinidad.

Estos resultados sugieren que la abundancia y el estado poblacional de *G. holbrooki* podrían ser utilizados como indicadores de degradación de las condiciones naturales en sistemas salinos. Del mismo modo, también sugieren que la recuperación de las condiciones naturales del sistema dificulta la proliferación de esta especie invasora.

0-10: 2

USO DEL HÁBITAT DEL PEZ SOL (LEPOMIS GIBBOSUS) EN RÍOS MEDITERRÁNEOS**Joan Naspleda Feixas, Lluís Zamora Hernández, Anna Vila-Gispert**

Universitat de Girona, España

El pez sol es uno de los peces más invasores que se encuentra en Europa, ocupando actualmente un amplio rango latitudinal, desde Noruega hasta España. En los países mediterráneos la especie muestra una estrategia vital oportunista y se encuentra en ecosistemas fluviales de diferente tipología (ríos, embalses, lagos y humedales). En este trabajo hemos estudiado el uso del hábitat por parte del pez sol en ríos del noreste ibérico. La abundancia de la especie se ha relacionado con la calidad del bosque de ribera, el % de suelo urbano, el % de suelo agrícola, la cantidad de vegetación acuática y el hábitat dominante en los 27 tramos fluviales estudiados. La abundancia del pez sol no ha seguido un gradiente continuo a lo largo de los ejes fluviales, como sería de esperar en un río mediterráneo no perturbado, sino que ha seguido el patrón marcado por la presencia de aguas lentes y profundas. Las barreras artificiales en los ríos y la modificación antropogénica de su caudal permiten la proliferación de los hábitats de aguas lentes y profundas donde predomina el pez sol.

0-10: 3

EFFECTIVENESS OF FISK, AN INVASIVENESS SCREENING TOOL FOR NON-NATIVE FRESHWATER FISHES, TO PERFORM RISK ASSESSMENTS IN THE IBERIAN PENINSULA**David ALMEIDA¹, Filipe RIBEIRO², Pedro M. LEUNDA³, Lorenzo VILIZZI⁴, Gordon H. COPP⁵**

¹Centre for Conservation Ecology & Environmental Change, Bournemouth University, Poole, Dorset, BH12 5BB, U.K.; ²Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande 1749-016 Lisboa, Portugal and Museu Nacional de História Natural, Universidade de Lisboa, Rua da Escola Politécnica 58, 1269-102 Lisboa, Portugal; ³Gestión Ambiental de Navarra S.A., C/ Padre Adoain 219 Bajo, 31015 Pamplona/Iruña, Navarra, España; ⁴Murray-Darling Freshwater Research Centre, PO Box 991, Wodonga Vic 3689, Australia; ⁵Salmon & Freshwater Team, Cefas, Pakefield Road, Lowestoft, Suffolk, NR33 0HT, U.K.

Risk Assessments (RA) are crucial for managing and controlling potential impacts exerted by biological invasions. The Fish Invasiveness Scoring Kit (FISK) is a risk identification (screening) tool for freshwater fishes consisting of three main modules: 1) Biogeography, 2) Invasive History and 3) Biological/Ecological Traits. There are 49 questions to produce a FISK score (range: -11 to 54) for every species, as well as a level of certainty (range: 1 to 4) for each response. According to the outcomes, species can be classified under particular risk categories. The aim of this study was to apply FISK to the Iberian Peninsula (IP) as RA area, a highly important region for freshwater fish conservation due to the high endemicity levels. In total, 89 fish species were assessed by three independent assessors (i.e. DA, FR and PML). Fish species were chosen based on the following criteria: 1) native species from the IP which could be potentially translocated within this area; 2) existing non-native fishes in the IP; 3) fish species currently present in the "Perpignan corridor" that do not exist in the IP; and 4) fish species which are important for aquaculture or the aquarist trade and do not occur in the IP. Results from Receiver Operating Characteristic (ROC) analysis showed that FISK can discriminate reliably between non-invasive and invasive fishes (area under the ROC curve of 0.87), with a threshold of 19.5 similar to the 19 threshold obtained for the UK calibration. Based on mean scores, no species was categorised as "low risk" (i.e. score <1), 50 species as "medium risk" (1–19.5), 17 as "moderately high risk" (19.5–25), 13 as "high risk" (25–30) and 9 as "very high risk" (>30). The highest scoring species was goldfish *Carassius auratus* (39.3). Mean certainty in response for all species was 3.3 (0.83 as Certainty Factor, CF), ranging from 2.7 (0.69) for tinfoil barb *Barbonymus schwanenfeldii* to 3.8 (0.95) for eastern mosquitofish *Gambusia holbrooki*. Mean CF differed between DA and FR (0.95 vs. 0.77) and between DA and PML (0.95 vs. 0.77), but not between FR and PML, whose assessments showed the highest accuracy (0.61). Overall, the results suggest that FISK is a useful and viable tool for assessing risks posed by non-native fish in the IP.

0-10: 4

SITUACIÓN DE LAS ESPECIES INVASORAS EN EL DELTA DEL EBRO: EL CASO DEL FUNDULUS HETEROCLITUS**Nati Franch¹, Quim Pou², Josep M Querol¹, Miguel Clavero³**

¹Parc Natural del Delta de l'Ebre, España; ²Sorelló, estudis al medi aquàtic; ³Estación Biológica de Doñana – CSIC

La proliferación de especies invasoras es una de las principales amenazas para la conservación de los peces continentales en todo el planeta. El número de especies de peces introducidas en la Península Ibérica continúa aumentando. En el Delta del Ebro se han citado más de 28 especies alóctonas, el 50% de las cuales mantienen poblaciones estables y representan hoy en día más del 50% de las especies limnéticas. Actualmente en el Delta los peces introducidos dominan los sistemas de menor salinidad. Este patrón podría desdibujarse en el futuro tras la introducción del fúndulo (*Fundulus heteroclitus*), una especie eurihalina propia de humedales costeros, detectada en el Delta en el 2005. Esta especie supone una amenaza severa tanto para la conservación del fartet (*Aphanius iberus*), que aún es muy abundante en diversos hábitat de elevada salinidad, como para la de otras especies amenazadas que mantienen pequeñas poblaciones muy localizadas en ambientes de baja salinidad, como el samaruc (*Valencia hispanica*) y el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*). Ante esta situación y con el objetivo de mitigar los efectos del fúndulo sobre la fauna autóctona, el Parque Natural del Delta del Ebro está llevando a cabo diversas líneas de acción. Para conocer la evolución de las poblaciones de esta especie, se establecieron en 2006 dos redes de seguimiento en paralelo, una de frecuencia mensual y poco alcance (4-6 estaciones) y otra de frecuencia semestral y mayor alcance (64 estaciones). Los resultados obtenidos muestran una expansión progresiva pero lenta así como el aumento de la densidad relativa, una ampliación del espectro de hábitats ocupados e incluso la desaparición intermitente de núcleos de fartet antes estables. Sin embargo, existe por ahora cierta diferenciación entre los hábitats utilizados por el fartet y el fúndulo, lo que podría significar un importante instrumento de gestión. A lo largo de estos años, también se han realizado diversas campañas de control en importantes núcleos de fúndulo, eliminando más de 87.000 ejemplares y reduciendo considerablemente el contingente de esta especie en la red de riego. Estas campañas parecen haber ralentizado su expansión, aunque no han permitido su erradicación. La acumulación paulatina de información sobre el proceso de colonización del fúndulo permitirá conocer aspectos relevantes sobre su ecología y biología en el litoral mediterráneo. Esta información permitirá diseñar medidas de gestión para intentar minimizar sus efectos sobre la fauna autóctona.

0-10: 5

PROJECTE ESTANY, UN PROYECTO LIFE+ PARA LA RECUPERACIÓN Y LA PROTECCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD ORIGINAL EN EL LAGO DE BANYOLES: PRIMEROS RESULTADOS.**Quim Pou-Rovira, Carles Feo Quer, Miquel Campos Llach**

Consorci de l'Estany, Espanya

Actualmente, el principal reto para la gestión del lago de Banyoles lo constituyen las especies exóticas invasoras, sobretodo peces como perca americana (*Micropterus salmoides*), perca sol (*Lepomis gibbosus*), perca (*Perca fluviatilis*), y carpa (*Cyprinus carpio*), entre otros. La proliferación de especies ícticas exóticas ha comportado la extinción o rarefacción de los peces autóctonos, sobretodo del espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), la bagre (*Squalius laietanus*), y el pez fraile (*Salaria fluviatilis*). También ha provocado efectos negativos sobre otra fauna acuática de interés como las náyades o la herpetofauna, además de efectos en cascada en el ecosistema, por ejemplo un aumento de la vegetación sumergida.

En enero de 2010 se inició el proyecto titulado Mejora de los hábitats y especies de la Red Natura 2000 en Banyoles: un proyecto demostrativo (LIFE08 NAT/E/000078). Con una duración de 4 años, este proyecto tiene como principal objetivo diseñar y ejecutar una intervención global para combatir, ralentizar y revertir el declive de especies y hábitats de interés comunitario que están provocando las especies invasoras en este espacio natural, mediante acciones de control de especies invasoras y refuerzos poblacionales de algunas especies autóctonas (*Emys orbicularis*, *Barbus meridionalis* y *Unio elongatus*). Se presentan los primeros resultados obtenidos de las acciones directas relacionadas con la ictiofauna.

El control de las poblaciones de peces exóticos se ha basado en el descaste poblacional mediante pescas intensivas, combinando diversas técnicas de captura: pesca eléctrica con embarcación, redes y grandes nasas. Hasta el momento se han capturado cerca de 70.000 ejemplares de especies exóticas. En el caso de la perca americana, se ha conseguido ya una reducción superior al 60% de la fracción poblacional con talla superior a los 40cm. Por otra parte, se han iniciado ya las repoblaciones de los dos ciprínidos autóctonos que habían desaparecido del lago. Los ejemplares provienen de poblaciones cercanas situadas en la misma cuenca hidrográfica.

Mas allá de los resultados a corto y medio plazo, uno de los principales retos a largo plazo de este proyecto experimental se centra en poner a punto técnicas y procedimientos adecuados y con un coste asumible para el mantenimiento de una presión suficiente sobre las poblaciones de especies exóticas, que garantice la conservación de las especies autóctonas, tanto de peces como de otra fauna acuática amenazada. Por otro lado, se ha revisado el plan de gestión de pesca, adaptándolo a los objetivos de conservación del *Projecte Estany*.

CONDICIÓN POBLACIONAL EN TRAMOS FLUVIALES DE ESPECIES INVASORAS DE LA CUENCA DEL RÍO SEGURA: VARIABILIDAD EN GRADIENTES LONGITUDINALES

Fátima Amat Trigo, Francisco J Oliva Paterna, Mª Elena Gea, David Verdiell Cubedo, Ana Ruiz Navarro, Mar Torralva

Universidad de Murcia, España

Diversos parámetros bióticos y abióticos muestran variación a lo largo del eje longitudinal en ríos, influyendo significativamente sobre la estructura de las poblaciones de peces. En el contexto de ríos de carácter semiárido, pocos estudios analizan el efecto de dicha variación sobre poblaciones de especies invasoras establecidas en hábitats fluviales.

La amplia distribución de gorgojo (Gobio lozanoi), alburno (*Alburnus alburnus*) y pez sol (*Lepomis gibbosus*) en tramos fluviales de la zona alta y media de la Cuenca Hidrográfica del río Segura nos ofrece la posibilidad de analizar dicho efecto. La presencia de estas especies en dicha cuenca se relaciona con una colonización a través del trasvase Tajo-Segura.

Bajo la suposición de una variabilidad poblacional en las tres especies objetivo condicionada por el gradiente longitudinal presente en los cauces principales de los ríos Segura y Mundo, en el presente trabajo se evalúa el estado de condición poblacional de dichas especies mediante: (1) el análisis en parámetros descriptores de dicha condición (Abundancia, Estructura de edades e Índices de talla y peso de los individuos) y (2) el estudio de la relación existente entre su variabilidad y dichos gradientes longitudinales.

Los resultados muestran que las tres especies objetivo presentan diferencias significativas en su estado de condición poblacional a nivel de localidad y a escala de eje longitudinal. No podemos concluir sobre la existencia de una relación lineal entre la variación poblacional observada y el gradiente longitudinal en toda la extensión de los ejes fluviales. No obstante, se observan patrones de variación diferentes según los sectores establecidos por las barreras al gradiente que provocan las grandes presas.

Una estructura poblacional amplia (en relación al rango de edades y tallas) y valores altos tanto de abundancia como de condición somática de los individuos en varias localidades, confirman la viabilidad de poblaciones de alburno y pez sol en tramos fluviales. Este aspecto puede estar relacionado con la alta capacidad de colonización que muestran ambas especies y con el elevado nivel de alteración del hábitat fluvial que soportan los sectores de estudio, facilitando la expansión y asentamiento de especies invasoras. Por otro lado, la viabilidad de poblaciones de gorgojo en tramos fluviales de la Cuenca del río Segura es esperable al ser una especie reófila nativa a la Península Ibérica. Además, su presencia en la cuenca está confirmada desde hace décadas.

LARVAL DEVELOPMENT OF THE SOUTHERN STRAIGHT-MOUTH NASE *PSEUDOCHONDROSTOMA WILLKOMMII*

Filipe Ribeiro^{1,2}, Merve Kegaz³, Ece Serezli³

¹Centro de Oceanografia / Museu Nacional de História Natural e da Ciencia, Portugal; ²Centro de Biología Ambiental; ³Istanbul University

Advances in larval fish ecology research in the Iberian Peninsula have been hampered by the lack of larval identification keys and experts in larval fish taxonomy. Despite some recent advances in this area, there is limited information about fish larvae descriptions of Iberian freshwater fishes. The present work describes the larval stages of the Southern straight-mouth nase *Pseudochondrostoma willkommii*. The Southern straight-mouth nase is endemic to the Iberian Peninsula and is native to the Guadiana and Guadalquivir drainages. Ichthyoplankton collections were obtained in the Guadiana drainage (2003/2004) using light traps, and larvae of *P. willkommii* were sampled between mid March and early May. Detailed information about *P. willkommii* was collected on larvae pigmentation patterns (placement, type and number of melanophores), fin formation events, notochord inflection and myomeres counts. The larvae exhibited a sub-terminal mouth, long body and a short snout. This species has a high total myomere count (over 40), with pre-anal myomeres ranging between 26 and 28 and post-anal myomeres ranging between 15 and 18. The larvae presented strong pigmentation on the dorsal region, head, mouth and lips. A row of branched melanophores was clearly evident along the digestive tube extending back from the peritoneum. Diagnostic features are presented in a comparative way, enabling researchers to distinguish Southern straight-mouth nase larvae from other sympatric species in the Guadiana drainage. Our work aims to trigger interest and enthusiasm on fish larvae studies in the Iberian Peninsula, a totally unexplored field on Iberian fish ecology.

MORPHOLOGY IMPLICATIONS ON FISH MOVEMENTS IN FISHWAYS

Jorge Rubén Sánchez González¹, Felipe Morcillo², Miriam Castillo²

¹rea de Medio Ambiente Hídrico. Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, España.; ²Laboratorio de Hidráulica. Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, España.

Dams and weirs are some of the most important causes of fluvial ecosystem fragmentation and fish passes are the most frequent mitigation measure to avoid it. Moreover, these infrastructures can exert a selective pressure, determining the composition and structure of communities and organisms' designs which are determined by selection forces.

The main aim of this study was to determine the influence that morphological differentiation had on individuals of two brown trout (*Salmo trutta*) populations in their capacity of ascending a fishway successfully. The individuals from the wild population originally from the Jucar River were reared in the Junta de Castilla-La Mancha trout farm located in Uña (Cuenca). And the rest were triploid brown trouts reared in the fish farm of the School of Forest Engineering of Madrid.

In this job, 125 individuals were used to study the effectiveness of a vertical slot fishway, a physical model with a slope of 7.5% and a length of 20 meters. The individuals were released in a downstream pool permitting them to voluntarily pass through the fishway for a period of 24h with two different flows (100-250 litres/second). Centroid size, weight, furcal length were measured and differences between individuals were analysed using proper tests. No significant differences were detected between two behavioural groups: those that passed the fishway successfully and those that did not, but differences were found between the wild and triploid individuals. Morphology was analysed with a Thin Plate Spline based on 14 landmarks.

A MANOVA was carried out to find out morphological differences between behavioural groups. They were shown to have significant differences in shape (Adjusted R-squared: 0.02392 F-statistic: 4.039, p-value: 0.04665). A Discriminant Analysis was used to assess differences between the two behavioural groups. The DA was performed using 90% of data and confirmed with the remaining 10% in a loop for 10000 times randomly resample, with a classification total success rate of 83.33%.

Finally, a model, encompassing all the morphological variables and season when the experiments were developed, was found to clearly explain the behavioural response (whether or not individuals would go upstream through the fishway). The best model was selected according to the Akaike criterion.

Differences in shape were therefore found between the two behavioural groups. It was therefore concluded that the fishway exerted a selection pressure on fish population. This study also proves the way in which population shape differences determine the successful passage of the fishway.

EFFECTS OF HYDROPEAKING FLOWS ON SUMMER FEEDING ACTIVITY AND DIET OF BROWN TROUT (*SMO TRUTTA*) IN A PYRENEAN STREAM

Rafel Rocaspana¹, Enric Aparicio², Antonio Palau³, Luis Miguel⁴, Nines Marín⁴

¹GESNA Estudis Ambientals, SL, España; ²Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona; ³Dirección de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, ENDESA; ⁴ECCUS proyectos técnicos, medioambientales y obras S.L.

To test the influence of hydropeaking operations on summer feeding activity of brown trout (*Salmo trutta*), stomach fullness coefficient (SFC) and diet composition was examined at two study sites with very different flow regimes in the upper reaches of the river Noguera Pallaresa (NE Spain). Site A is located 1 km upstream of a hydropower plant and represents a reference section not subjected to hydropeaking. Site B is located about 2 km downstream of the hydropower plant, which operates generating conditions of hydropeaking with variable flows from 0.2-0.3 $m^3.s^{-1}$ to 6-12 $m^3.s^{-1}$. Fish and drifting invertebrates were sampled at 4-h-interval for two consecutive days, and stomach contents of captured brown trout were collected by pulsed gastric lavage. At the hydropeaking site (B), SFC and invertebrate drift rate were significantly correlated and both parameters showed the highest rates after hydropeaking pulses. This suggests that the trout have a more active feeding behaviour during flow pulses because of greater prey availability. At the reference site (A), SFC and invertebrate drift were not correlated and mean values of both parameters were significantly lower than in the hydropeaking site. Diet analysis showed that at the hydropeaking site (B) brown trout mainly fed on the most available prey items in the drift. In contrast, at the reference site (A) diet composition was less related to the abundance of drifting prey. This study seems to indicate that brown trout tend to behave as an opportunistic feeder in rivers altered by hydropeaking, adapting their activity patterns to the abundance of drifting prey.

RELACIÓN ENTRE LA DENSIDAD DE TRUCHA COMÚN Y LAS CARACTERÍSTICAS DEL MESOHÁBITAT MEDIANTE MODELOS DE REGRESIÓN

Juan Diego Alcaraz Hernández, Francisco Martínez-Capel, Paolo Vezza, Virginia Garofano-Gómez, Rafael Muñoz-Mas

Universitat Politècnica de València, España

Las poblaciones de trucha común (*Salmo trutta L.*) de la cuenca hidrográfica del Júcar en la Comunidad Valenciana (este de España) fueron estudiadas en relación a sus características del hábitat mediante un enfoque multivariado, aplicando nuevos modelos de regresión.

La caracterización de los hábitats siguió la adaptación del protocolo de campo "Basinwide Visual Estimation Technique - BVET". En particular, fueron identificados cuatro tipos básicos de mesohábitats (pozas, tablas, corrientes y rápidos) y caracterizados con las siguientes variables: longitud (m), anchura (m), profundidad media y máxima (m), volumen (m^3), sustrato (%), sombreado (%), recubrimientos de finos (%), distancia relativa entre rápidos (m) e índice de refugio. Complementariamente, en dichos mesohábitats se realizó pesca eléctrica durante los meses de verano entre los años 2003 y 2006, siendo los peces capturados clasificados (en función de clases de edad) y medidos (en términos de peso y longitud furcal).

La relación entre la abundancia de truchas y su hábitat fue analizada por separado para las categorías de inmaduras (<2 años) y adultas (≥ 2 años). Por medio de un enfoque estadístico multivariado se aplicaron modelos de regresión. Los resultados de los análisis nos permitieron examinar las variables que mejor explican las densidades de trucha común en la región valenciana.

Las especies objeto del centro son fundamentalmente la trucha común y el cangrejo de río autóctono. Secundariamente, otras especies como las Náyades o almejas de río, colmillejas, blenios o pez fraile, además de diversas especies de anfibios pueden ser cultivadas en dichas instalaciones. En este marco durante el año 2011 se iniciaron una serie de tareas destinadas a testear toda la instalación. Con este objeto se desplazaron al centro de cultivo, 28 hembras ovadas de cangrejo de río procedentes de dos líneas genéticas diferenciadas, fruto de las cuales actualmente se han obtenido cerca de 400 juveniles 1+, que se suman a los casi 130 ejemplares adultos de nueva incorporación en el 2012.

Inicialmente se han ensayando métodos de cultivo intensivo en raceways con pienso suplementado con artemia, y cultivo semiextensivo en estanques exteriores naturalizados con suplemento de pienso. Actualmente se está valorando el coste/producción de los dos métodos ensayados. Otra especie cuyo cultivo se ha iniciado es la Trucha común autóctona. Cerca de 20.000 huevos se trasladaron desde el río Castril con haplotipo Adsi1, para la incubación y alevinaje. Durante la primavera del 2012 cerca de 12.000 ejemplares con el vitelo parcialmente reabsorbido, fueron reintroducidos en arroyos del Parque Nacional de Sierra Nevada donde previamente se han erradicado poblaciones reproductoras de trucha arcoíris.

Las instalaciones una vez puesta en marcha en su totalidad pueden acoger una producción anual de 50.000 truchas y otros 50.000 cangrejos de río, que contribuirán a recuperar todos los tramos potenciales identificados previamente en el territorio andaluz.

CENTRO DE CRÍA Y CONSERVACIÓN DE ESPECIES DE AGUAS EPICONTINENTALES DE LA ERMITA (GRANADA)

Borja Nebot Sanz¹, Francisco Javier Galindo Parrilla², Silvia Rubio Rubio²

¹Consejería de Medio Ambiente, España; ²Agencia de Medio Ambiente y Agua

El vigente Plan Recuperación y Conservación de peces e invertebrados de medios acuáticos epicontinentales de Andalucía aglutina y coordina las medidas de actuación sobre diversas especies catalogadas y sus hábitats. A este respecto, una de las actuaciones de mayor trascendencia, es la conservación ex situ con una doble finalidad, preservar las singularidades genéticas existentes y producir ejemplares para su reintroducción en las áreas potenciales previamente definidas. Con este objeto actualmente opera una red de centros de cultivo situados en Granada y Córdoba y Cazorla (Jaén). El centro de La Ermita se sitúa en el Parque Natural de la Sierra de Huétor en Granada, presenta un sistema de cultivo semiextensivo, con adaptaciones de ciertos módulos hacia un cultivo intensivo.

PRIMERAS EXPERIENCIAS DE EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DE NATACIÓN VOLUNTARIA EN PECES IBÉRICOS: EL CANAL DE NADO DE VADOCONDES, EN EL RÍO DUERO (BURGOS).

JORGE RUIZ LEGAZPI, FCO. JAVIER SANZ RONDA, NURIA RAMOS GONZÁLEZ, ANA GARCÍA VEGA

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID, España

El conocimiento cuantitativo y cualitativo de la capacidad de natación de los peces es un aspecto importante que ayuda a identificar las barreras al movimiento. Esto tiene implicaciones significativas en términos de conservación: presas, caños, puentes y otras estructuras que pueden provocar zonas con flujos de alta velocidad que obstaculizan los desplazamientos migratorios. Esta información sobre el rendimiento en la natación es necesaria para desarrollar criterios de diseño en las obras hidráulicas que sean compatibles con la conservación de la ictiofauna.

Para la determinación de la capacidad de natación se han empleado, históricamente, cuatro sistemas: respirómetros – túneles de nado –, tanques circulares, canales de nado y descargas musculares. Son poco frecuentes los estudios que permiten a los peces subir voluntariamente canales experimentales abiertos a gran escala, que se aproximan mucho a las condiciones naturales en el río. En este contexto, nos hemos centrado en el estudio de la capacidad de natación de los peces ibéricos y para tal fin se ha diseñado y ejecutado un canal abierto de 25 m de longitud, 0,5 m de anchura y 0,5 m de profundidad, con pendiente nula, que toma el agua del río Duero en unas instalaciones creadas al efecto en el término municipal de Vadocondes (Burgos).

El agua se suministra al canal, mediante un sistema de compuertas, que junto con dos sondas de nivel (aguas arriba y aguas abajo) permite realizar la calibración del mismo en términos de caudal, velocidad y régimen del flujo. La natación de los peces dentro del canal se monitoriza mediante un dispositivo PIT (Passive Integrated Transponder) consistente en un sistema de registro espacio-temporal de la posición de los individuos. Consta de 8 receptores (antenas) conectados a un lector (que registra: identidad del individuo, fecha, hora con precisión de 0,25 s y la antena de ubicación) y un conjunto emisores (dispositivos TAG y localizados en el pez), de modo que, cuando un pez atraviesa una antena, ésta recibe la señal del dispositivo TAG del individuo, y la envía al lector. Además 8 videocámaras en planta y perfil permiten observar lo acontecido en el interior del canal.

INFLUENCIA DE EVENTOS PALEOGEOGRÁFICOS Y PALEOCLIMÁTICOS EN LA ESTRUCTURA FILOGEOLÓGICA DE LAS POBLACIONES DE *SQUALIUS VALENTINUS* (ACTINOPTERYGII, CYPRINIDAE) DE LA PENÍNSULA IBÉRICA

Ignacio Saguar, Silvia Perea, Ignacio Doadrio

Museo Nacional de Ciencias Naturales - CSIC, España

El cacho (*Squalius valentinus*) es una especie de ciprínido endémico de la península Ibérica. Las poblaciones de este ciprínido se encuentran restringidas a las cuencas del levante español. El objetivo principal de este trabajo es caracterizar la variabilidad genética y la estructura filogeográfica de esta especie, así como los eventos paleogeográficos que influyeron en su evolución. Fueron analizadas varias poblaciones de *S. valentinus* a lo largo de toda su área de distribución, desde la cuenca del río Mijares hasta la cuenca del río Vinalopó. Para los análisis genéticos fueron utilizados de 25 a 30 individuos por población, para los cuales se amplificó el gen mitocondrial citocromo *b* (1140 bp) y el exon 3 del gen nuclear *RAG* (1400 bp). La variabilidad genética y la estructura filogeográfica de la especie fue inferida mediante diversos análisis moleculares. Asimismo, mediante análisis basados en métodos de coalescencia fue estimada la datación de la divergencia de las poblaciones de esta especie, así como su demografía histórica.

Todos los análisis mostraron que la estructura genética hallada en las poblaciones de *S. valentinus* tiene un origen reciente y está relacionada con eventos paleogeográficos, que configuraron la red hidrográfica actual de la región levantina de la península Ibérica, y paleoclimáticos, que afectaron a los ecosistemas acuáticos en general y a las poblaciones de organismos que los habitan.

PROJECTO FISHATLAS: DEMOGRAFIA ACTUAL E HISTÓRICA E FILOGEOGRAFIA COMPARADA DE PEIXES DA PENÍNSULA IBÉRICA, COMO INSTRUMENTO PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS

Carla Sousa-Santos¹, Joana Robalo¹, Paulo Branco², José Maria Santos², Teresa Ferreira², Mónica Sousa³, Rita Castilho⁴, Ana Ramos⁴, Ignacio Doadrio⁵, Vitor Almada¹

¹Unidade de Eco-Etologia, ISPA-IU, Lisboa Portugal; ²Instituto Superior de Agronomia, Lisboa, Portugal; ³Instituto para a Conservação da Natureza e Florestas, Lisboa, Portugal; ⁴CCMAR, Universidade do Algarve, Faro, Portugal; ⁵Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid, Espanha

A região Mediterrânea é conhecida como sendo um *hotspot* de biodiversidade e endemismos e, simultaneamente, como uma das regiões que será mais afectada pelas alterações climáticas globais. O risco de extinção é particularmente elevado para os *taxa* que não podem migrar para regiões mais favoráveis, como é o caso dos peixes de água doce primários, que estão confinados aos rios onde ocorrem. O projecto FISHATLAS tem como principal objectivo caracterizar exaustivamente a estrutura genética das populações existentes em rios tipicamente Atlânticos e Mediterrânicos, com condições hidrológicas contrastantes. Com essa informação pretende-se obter informações relevantes em três níveis distintos: 1) analisar o passado, usando estas espécies de peixes primários como modelos para estudos paleobiogeográficos e reconstituindo as suas rotas de colonização da Península Ibérica; 2) avaliar o presente, testando como condições hidrológicas e climatéricas contrastantes afectam a estrutura genética das populações de peixes de água doce; e 3) acautelar o futuro, fornecendo novos dados acerca dos padrões de distribuição da biodiversidade, da estrutura genética e de parâmetros demográficos das populações, assim como outros dados centrais para cientistas e gestores que tenham de lidar com o actual risco de extinção que ameaça os peixes de água doce Ibéricos. Para isso foi realizada uma ampla amostragem, num total de 81 bacias e sub-bacias, tendo sido colhidas amostras para sequenciação de três marcadores moleculares a cerca de 6000 indivíduos, pertencentes a 21 espécies nativas de ciprinídeos de 352 populações distintas.

component of morphological disparity. In salmonids, morphology exhibits large-scale plasticity in overall body shape during their life history. However, these differences have been often attributed to a genetic component. In order to analyse, morphological plasticity, a total of 202 hatchery-reared 0+aged brown trouts were photographed, weighted and later released in Santianes Brook, in Asturias, northern Spain. Five months later, 37 individuals were recaptured with another 42 native individuals. This allowed us to compare the shapes of individuals from a local and isolated population with the shapes of specimens from a hatchery-reared population, and their shape 5 months after release in the stream. Thus, ontogenetic effects were excluded and changes in shape can be attributed to phenotypic plasticity almost exclusively. Differences in centroid size, weight, furcal length and height between native, hatchery-reared individuals measured in August and 5 months later, were analysed and significant differences were found in all cases.

A PCA, performed on the variances-covariances matrix, ordered the specimens according to their origin and shape. Two DAs have been developed. A normal one, and another with 90% of data and validate with reminder 10% in a randomly resampling process repeated in a loop 1000 times. Differences between native specimens and hatchery individuals were tested with a MANOVA. To evaluate the size and shape relationship within the different groups, a Covariance Analysis was conducted. ANCOVA's assumptions of homogeneity of regression slopes and intersection was evaluated.

DA were successful in classifying the specimens (93.33% and 86.04%, in both DAs). The estimated squared Mahalanobis Distances suggest that morphological differences between native specimens and hatchery individuals were reduced due to phenotypic plasticity. MANOVA proves significant differences between groups were obtained in all cases. ANCOVA provides significant results (accounted for 74.54 % of the variation and $F_{(5;113)}: 68.23$, $p < 2.2e-16$). Homogeneity of regression slopes and intersection in ANCOVA analysis were significantly different. As a result, morphological differences were detected even though a morphological convergence has been demonstrated between the brown trout from different origins, between those hatchery-reared and the native population.

PHENOTYPE MATCHING IN MORPHOLOGY OF HATCHERY-REARED TROUT AFTER RESTOCKING IN A NATURAL STREAM

Jorge Rubén Sánchez González¹, Alfredo González Nicieza²

¹Área de Medio Ambiente Hídrico. Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, España.; ²Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Universidad de Oviedo.

Morphological differentiation can be the result from either genetic and environmental factors, or from the interaction between both and a array of different phenotypes may be produced from a single genotype: phenotypic plasticity. Morphological disparity is caused by both genetic and environmental differences among individuals and phenotypic plasticity could be considered to be a

ESTUDIO DE LA DISPONIBILIDAD DE ALIMENTO EN LOS RÍOS DE ARAGÓN: BASES PARA LA GESTIÓN DE LA TRUCHA COMÚN (*SALMO TRUTTA*).

Ester Ginés Llorens¹, Sara Lapesa Lázaro¹, Emilio Escudero Nogué²

¹SODEMASA - GOBIERNO DE ARAGÓN; ²GOBIERNO DE ARAGÓN, España

El Departamento de Agricultura, Pesca y Alimentación del Gobierno de Aragón puso en marcha hace 6 años una red de seguimiento de las poblaciones naturales de trucha común (*Salmo trutta*) que sirve como base para la planificación, ordenación y gestión piscícola de dicha especie. La metodología utilizada incluye un seguimiento anual de la dinámica de poblaciones en una serie de puntos fijos y el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como componente de la dieta de la trucha común y por tanto como parámetro fundamental que determina la capacidad de carga de un hábitat concreto.

En esta comunicación se presentan los datos obtenidos del estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en varias cuencas internas de Aragón en parámetros como densidad y biomasa de macroinvertebrados, diversidad de familias, y distribución de tamaños y de grupos morfológico-conductuales. Dichos resultados se comparan y discuten con los datos poblacionales de trucha común obtenidos en las mismas localidades.

Las principales conclusiones del trabajo son: 1) la biomasa disponible de macroinvertebrados bentónicos no se correlaciona con la densidad de truchas en todos los casos; 2) poblaciones de trucha con densidades relativamente altas son compatibles con comunidades bentónicas de baja biomasa relativa siempre y cuando presenten una alta diversidad de familias; 3) Además de las características del hábitat, la distribución de tamaños de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la diversidad de familias puede explicar parcialmente la estructura en clases de edad de la población de truchas.

En el presente estudio, se representa la distribución actualizada de las especies detectadas hasta 2011 y se muestra una comparativa del cambio sufrido en los sectores ictiofaunísticos establecidos por MAS (1986).

El número de especies de peces dulceacuícolas presentes actualmente en la cuenca ha aumentado significativamente. Dicho aumento está relacionado con la introducción de especies foráneas, ya sean especies nativas de la Península Ibérica translocadas desde otras cuencas hidrográficas (ej. *Gobio lozanoi* y *Pseudochondrostoma polylepis*), o bien especies exóticas procedentes de Centroeuropa y Norteamérica (ej. *Sander lucioperca*, *Alburnus alburnus*, *Lepomis gibossus*). Dichas introducciones han tenido consecuencias negativas sobre las especies autóctonas de la cuenca, cuyo rango de distribución se ha reducido de forma considerable durante las últimas décadas.

El cambio en la comunidad de peces ha sido drástico en un periodo inferior a 25 años y se maximiza en los sectores que han sufrido mayor impacto contaminante o impacto modificador del medio. Así por ejemplo, en sectores medios de la cuenca muy afectados por el desarrollo agrícola se ha pasado de comunidades de peces con 4 especies (50% nativas) a comunidades con 11 especies viables siendo el barbo gitano (*Luciobarbus sclateri*) la única especie nativa. Estos datos pueden situar a la Cuenca del río Segura entre las cuencas de la Península Ibérica con mayor tasa de cambio biológico en su componente ictiofaunístico en los últimos años.

LA ICTIOFAUNA CONTINENTAL DE LA CUENCA DEL RÍO SEGURA (S.E. PENÍNSULA IBÉRICA): 25 AÑOS DESPUÉS DE MAS (1986)

Francisco José Oliva Paterna, David Verdiell Cubedo, Ana Ruiz Navarro, Mar Torralva

Universidad de Murcia, España

La ictiofauna de la Cuenca Hidrográfica del río Segura nunca se ha caracterizado por presentar una diversidad elevada. El trabajo de referencia histórica sobre la riqueza de especies en dicha cuenca es la revisión publicada por MAS (1986) (La ictiofauna continental de la Cuenca del Río Segura. Evolución histórica y estado actual. Anales de Biología 8: 3-17). Desde esta revisión, donde se citaba la presencia de 13 especies propias de aguas continentales en la totalidad de la cuenca, se ha avanzado mucho en el conocimiento sobre la distribución y características poblacionales de dicho componente faunístico.

EVOLUCIÓN HISTÓRICA DE LA DISTRIBUCIÓN DE PECES DE DOÑANA

Raquel Moreno Valcárcel¹, Francisco José Oliva Paterna², Carlos Fernández Delgado¹

¹UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA, España; ²UNIVERSIDAD DE MURCIA, España

El estado de conservación de los peces de Doñana y su entorno es, sin duda, uno de los menos conocidos de este espacio natural. El hecho contrasta con la gran cantidad de modificaciones del hábitat acuático que ha tenido lugar en esta área geográfica en los últimos decenios.

En el presente estudio analizamos la evolución de la comunidad de peces de Doñana, recopilando las citas históricas de presencia de especies en los últimos 25 años. Los datos, agrupados en 3 rangos temporales, se utilizaron para analizar la variación de especies (tests Chi-Cuadrado) en zonas de influencia intermareal, en marisma aislada y en cuerpos de agua dulce. También se analizó el número de especies por cuadrícula UTM de 1x1 Km mediante ANOVA. La información fue procesada con el programa ArcGis 10.0[®].

La ictiofauna de Doñana cuenta, al menos, con 36 especies, 28 autóctonas y 8 alóctonas. Se mostró una tendencia general de aumento en el área de distribución de especies exóticas. Es destacable los casos de *Carassius gibelio* y *Ameiurus melas*, aparecidas en el área de estudio en 2005 y 2009 respectivamente. La tardía aparición de *C. gibelio* es extraña ya que es una especie muy abundante en el Bajo Guadalquivir. Cabe la posibilidad de que su presencia haya pasado inadvertida confundiéndose con ejemplares de *Cyprinus carpio*. También cabe destacar la desaparición del área de estudio de 4 especies vulnerables en los últimos años. El número medio de especies alóctonas por cuadrícula aumentó significativamente con el tiempo, por el contrario, esta variación no se detectó en las autóctonas.

area (horizontal beam). Species composition in these habitats was evaluated by means of standardized gillnets.

The helophyte vegetation bordering the lake (*Phragmites australis*) represents an important refuge habitat for fish, but remains inaccessible to hydroacoustics and gillnetting. Despite the high water conductivity (1,000 µs/cm), boat electrofishing resulted a very effective technique for fish sampling in these shore macrophytes-covered areas.

The total density obtained was 1.74 fish/dam³ and the total biomass 2.92 g/m². Centrarchids species: pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*) were the most abundant fish species (70% and 23% respectively). Carp (*Cyprinus carpio*) represented 32 % of fish biomass, largemouth bass 32%, pumpkinseed 24% and tench (*Tinca tinca*), the only species that can be considered native, meant only 12% of fish biomass and 4% of fish density.

The absence of natural predators and anglers, coupled with an abundant trophic resource: the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*), has led to a massive proliferation of invasive exotic species, mainly centrarchids. Exotic fish and crustacean species are considered to be the major driving force behind hydrophytes cover degradation, one of the main problems facing Lake Arreo.

Urgent control measurements are recommended. Direct sampling gears proved effective for fish extraction, and could therefore be used for selective reduction of exotic species populations, and so improve the lake's ecological status.

FISH SAMPLING IN INLAND LAKES: METHODOLOGICAL APPROACH AND CASE STUDY, LAKE ARREO (ÁLAVA)

Gonzalo Alonso de Santocildes Marañón¹, Alberto Criado Delgado¹, Jesús Alberto Manzanos Arnáiz², José Augusto Monteoliva García¹, Agustín Pedro Monteoliva Herreras¹

¹Ecohydros SL, Pol. Industrial. de Cros, Ed.5-nº8. 39600 Maliaño, Cantabria; ²Basque Water Agency (URA). Orio 1-3; 01010 Vitoria-Gasteiz, Álava

An intensive stratified fish survey of Lake Arreo (Álava) was undertaken as part of the Basque Country wetlands ecological status assessment network, promoted by the Basque Water Agency. Through a combination of both passive and active sampling gears, the fish assemblage composition, abundance and biomass of all species present were assessed.

A split beam hydroacoustic survey was conducted to evaluate fish abundance and biomass in the deep pelagic area (vertical/horizontal beam) and the shallow pelagic

APPROXIMATION TO DAM EFFECTS ON FISH COMMUNITIES IN SPAIN

Jorge Rubén Sánchez González, Manuel Toro Velasco

Área de Medio Ambiente Hídrico. Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, España.

Functioning and structure of freshwater ecosystems have been considerably altered by a wide array of interacting human activities, such as pollution, dam building, habitat alteration and water abstraction. Dams and weirs are among some of the most important causes of fluvial ecosystem fragmentation and fish passes are the most frequent mitigation measure to prevent the latter, although these infrastructures can exert a selective pressure, determining the composition and structure of communities. European Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC) requires the bioassessment of rivers using fish communities in order to ensure the good "ecological status", and determinate very modified water bodies.

In this study, we selected 6 dams from different Spanish basins and ecological type to study their effects on river ichthyofauna. Fish species composition and proportional abundance of the assemblage were determined at each site. In total twenty 100 m stretches were sampled: at least, one stretch upstream of the dam and another one downstream. Whenever possible a reference stretch was sampled in an unaltered river. Electrofishing techniques were used (*ca.*: 300 Volts, 60-65 P/s 3mS). A total of 1530 individuals of 21 species were captured. We collected fish samples to represent the species composition and proportional abundance of the assemblage at each site. Caught fishes were anaesthetised for processing: weighted (in grams), identification to the species level, counted, measured (fork length in mm), photographed with a scale and then returned to the stream. Centroid size, weight, furcal length were measured and differences between individuals were analysed using adequate analytical methods. A plethora of metrics that we considered to be potentially useful in assessing the effects of dams on fish assemblages were employed. These metrics were based on species traits (geographic origin, flow affinity, feeding habitat, trophic guild and reproductive guild), and parameters related to the fish community (Richness, Diversity, Taxonomic diversity and Biomass).

MANOVAs were carried out to analyse differences in these metrics accordance with the different degrees of impacts. Positive results were detected in diversity, taxonomic diversity and biomass estimations. Multidimensional Scaling was performed and reaches were ordered according to the presence or absence of species. This ordination showed interesting results which explained the origin of the stretches and their diversity. A model, encompassing MDS coordinates and impact was found, according to the Akaike criterion, to explain the diversity. It was therefore concluded that dams do exert an impact on the structure and composition of fish communities.

EFFECTO DEL ESTIAJE SOBRE LA POBLACIÓN DE ESPINOSO (*GASTEROSTEUS ACULEATUS*) DEL RÍO DARÓ (GIRONA)

Quim Pou-Rovira, Xavier Llopard Sánchez, Eloi Cruset

Tonietti, Milena Rot Pla

Sorelló, Estudis al medi Aquàtic SL

Actualmente, la provincia de Girona acoge las mejores poblaciones restantes en la vertiente mediterránea ibérica de espinoso (*Gasterosteus aculeatus*); entre estas destaca la del río Daró. Este río conserva una población continua y estable a lo largo de un tramo de unos 12Km, que se extiende además por los cursos bajos de algunos de sus tributarios. Estos tramos fluviales presentan un buen estado ecológico general. Sin embargo, la hidrología de este río mediterráneo se caracteriza por un estiaje severo que conlleva un secado anual durante un período variable (3 a 7 meses), cuando solo algunas decenas de pequeñas pozas quedan inundadas. Esto permite la supervivencia de exigüas poblaciones de tres especies autóctonas: barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y bagra (*Squalius laietanus*), además del espinoso. Durante el verano del 2012 se ha llevado a cabo un seguimiento de 40 pozas, con 4 campañas mensuales mientras ha perdurado el estiaje, de julio a octubre. En cada campaña se han hecho muestreos de peces con trampas, además de caracterizar el hábitat mediante el índice IHF y la calidad del agua mediante índices de macroinvertebrados y variables físicas y químicas.

La densidad de espinoso se correlaciona positivamente con la densidad de otros peces autóctonos y con la estructuración del hábitat, así como con la calidad del agua, mientras que se correlaciona negativamente con la densidad de cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) y de perca sol (*Lepomis gibbosus*). La condición también se relaciona positivamente con la calidad del agua. Además, tanto la condición como la longitud media se correlacionan con el tamaño, área y profundidad máxima de la poza. Así pues, a lo largo del estiaje los núcleos de espinosos confinados en pozas aisladas tienden a una reducción de su densidad y una pérdida de condición individual, mientras que la mortalidad afecta diferencialmente a los ejemplares de mayor tamaño. Solo en pozas donde las condiciones empeoran drásticamente, generalmente por falta persistente de oxígeno, se pierden completamente los espinosos, y de hecho a lo largo del estiaje, en las pozas de menor tamaño y profundidad, los últimos peces en perecer antes del secado definitivo son generalmente espinosos. El principal efecto del estiaje del Daró sobre el espinoso es un cuello de botella demográfico recurrente, además de una presión selectiva hacia las tallas menores. Por otra parte, el riesgo de extinción total de la población no resulta despreciable, especialmente ante el actual escenario de cambio climático.

DIAGNOSIS DE LAS POBLACIONES DE PECES Y DE SUS HÁBITATS EN EL ESPACIO NATURAL DE LA ALTA GARROTXA (GIRONA)

Quim Pou-Rovira¹, Eloi Cruset Tonietti¹, Dolors Ferrer Maza², Sara Sánchez³, Roger Arquimba³

¹Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic SL; ²Grup d'Investigació Biologia Animal, Ictiologia, Dept. CCAA (Univ. de Girona); ³Consorci de l'Alta Garrotxa

El espacio natural de la Alta Garrotxa abarca una extensa zona montañosa del Pirineo oriental (altitud máxima: 1557m). Durante el 2009 se ha realizado una evaluación de sus poblaciones de peces mediante muestreo con trampas, y simultáneamente una evaluación de los hábitats acuáticos.

La red fluvial presenta una notable diversidad y complejidad hidromorfológica, asociada a una marcada variabilidad en su litología y geomorfología. La naturaleza kárstica de amplios sectores de la zona explica la tendencia de los cursos fluviales a infiltrarse completamente en muchos tramos, a la vez que agudiza el carácter mediterráneo de los regímenes hidrológicos del conjunto del área. Así, la potencialidad natural de los hábitats fluviales para sostener poblaciones ictícolas estables es también muy variable, a la vez que se observa una alta fragmentación natural de estas poblaciones. La calidad ecológica de los ríos es en general de buena a muy buena, gracias a la baja presión antrópica que actualmente reciben.

El conjunto del área mantiene poblaciones de 5 especies autóctonas de peces, que en mayor o menor medida se encuentran en regresión tanto a escala de cuenca como regional. Se trata, por orden de importancia de sus poblaciones, del barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), el bagre (*Squalius laietanus*), la trucha (*Salmo trutta*), el pescado (*Phoxinus septimaniae*) y la anguila (*Anguilla anguilla*). No se conoce ninguna extinción local mientras que la presencia de especies introducidas es aún mínima, aunque actualmente los principales ejes fluviales de su entorno acogen poblaciones de al menos 15 peces exóticos. La densidad relativa y longitud media de la especie más abundante, el barbo de montaña, se correlaciona positivamente con la estructuración del hábitat. Se ha elaborado una cartografía de tramos de interés para los peces en base al estado actual de la comunidad íctica y de la población de barbo de montaña.

ECOLOGÍA DEMOGRÁFICA DE LA PERCA AMERICANA (*MICROPTERUS SALMOIDES*) EN EL ESTANY DE BANYOLES

Quim Pou-Rovira¹, Ramon Moreno-Amich²

¹Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic SL; ²Institut d'Ecologia Aquàtica (Univ. de Girona)

El Estany de Banyoles contiene actualmente una comunidad de peces profundamente modificada. La perca americana (*Micropterus salmoides*), introducida a finales de los sesenta, es hoy una de las especies dominantes. Entre los años 1997 i 1999 se realizaron 19 campañas intensivas de pesca eléctrica, aplicando diversos métodos de marcaje-recaptura.

Los resultados muestran sobretodo una alta estabilidad interanual en todos los aspectos estudiados: condición, crecimiento, tamaño poblacional, reclutamiento y mortalidad. Esto, y el aumento ontogenético de la supervivencia, explican la elevada longevidad máxima registrada, que iguala la máxima descrita para la especie (11 años). Todo ello se relaciona con la estabilidad ambiental que caracteriza este lago.

La condición media de la población es baja en comparación con otras poblaciones. Asimismo, el crecimiento también es lento comparado con otras poblaciones, pero tanto las longitudes máximas observadas como los valores estimados para la longitud asintótica se encuentran entre los más altos de la literatura, en correspondencia con la elevada longevidad.

Además, las oscilaciones estacionales observadas en las condiciones ambientales del lago provocan una clara variación estacional de la condición, el crecimiento y la mortalidad. La condición y el crecimiento presentan máximos entorno al solsticio de verano, mientras que la mortalidad máxima presenta un ligero desfase, dándose en pleno verano cuando la temperatura media del agua alcanza también su máximo. Todas estas oscilaciones son muy estables interanualmente. Actualmente la especie se encuentra plenamente establecida en el lago de Banyoles, y a la vez aparentemente estabilizada en cuanto a su dinámica poblacional, proceso que parece haber sido facilitado por la ocupación de un nicho ecológico efectivo muy estable y similar al de su área de distribución original.

GRADIENTES ESPACIALES EN LA BIOLOGÍA DEL ESPINOSO (*GASTEROSTEUS ACULEATUS*) EN RÍOS MEDITERRÁNEOS DE GIRONA

Quim Pou i Rovira

Sorelló, Estudis al Medi Aquàtic SL

El espinoso (*Gasterosteus aculeatus*) es una de las especies de peces continentales más amenazadas de la Península Ibérica y de Cataluña. Actualmente, la provincia de Girona acoge las mejores poblaciones restantes en la vertiente mediterránea, 7 como mínimo.

Desde el año 2005 se han realizado muestreos regulares en diversas estaciones situadas en tres de estas poblaciones, situadas en las cuencas de los ríos Daró, Onyar y Riera de Calonge. También se han llevado a cabo muestreos puntuales en otras cuencas de la zona. Además, durante la primavera del año 2011 se ha llevado a cabo una campaña intensiva de muestreo (200 estaciones) de todas las poblaciones de la provincia de Girona, situadas en sectores concretos de las cuencas de Pedret, Muga y Sirvent, además de las anteriormente mencionadas. El muestreo se ha llevado a cabo siempre mediante trampeo.

En algunas zonas, el espinoso tan solo mantiene poblaciones estables en tramos fluviales muy acotados, a menudo de escasos centenares de metros. En cambio, en las mejores poblaciones, también ocupa de forma estable tramos fluviales de mayor longitud (hasta 15km), en ejes fluviales como el Daró, el Bugantó o el Orlina. Se trata de tramos de ríos mediterráneos de tierra baja (<200m), generalmente de orden 4, con fuerte estiaje y un buen estado ecológico. En estos tramos, situados en el pie de montaña de macizos como Gavarres o Alberes, se dan claros gradientes ecológicos que se reflejan en la estructura del hábitat: tendencia a encajarse en el relieve agua arriba, a un mayor estiaje agua abajo (pero con escasas pozas de mayor tamaño), o a una mayor cobertura arbórea en las riberas aguas arriba, entre otras.

Estos gradientes ecológicos observados en un corto espacio fluvial lineal explican los gradientes espaciales observados también a lo largo de estos tramos fluviales en diversas variables relacionadas con la fenología reproductiva (época y amplitud del período reproductivo), el crecimiento (longitud máxima y longitud media por cohorte), la condición (peso medio ajustado) y la demografía (supervivencia de machos postreproductores, supervivencia de los reclutas), entre otros aspectos. Estos gradientes parecen explicarse también por una combinación entre el comportamiento migratorio de la especie dentro de las masas de agua que ocupa y la situación actual de estas, sobretodo en relación a la presencia de barreras artificiales y la existencia de tramos fluviales muy afectados por presiones antrópicas.

FISH EFFECTS ON AQUATIC COMMUNITY OF A MEDITERRANEAN SALT MARSH

Jordi Compte Ciurana, Stéphanie Gascón García, Dani Boix Masafret, Xavier Quintana Pou

Institut d'Ecologia Aquàtica. Universitat de Girona, Espanha

Fish often act as top predators, playing an important role in structuring aquatic communities. Fish can have direct effects through predation, or indirect via the triggering of a trophic cascade. However, factors as habitat complexity and omnivory can change species interactions. Habitat complexity may mitigate the effect of fish predation, thus reducing prey-predator encounters and prey capture ability. In this respect, benthic organisms may be less affected by predation than planktonic organisms because macrophytes would increase habitat complexity, thus providing a physical refuge. Regard to omnivory, a high abundance of omnivore organisms in aquatic community can weaken possible trophic cascade effects. Thus, the present study is focused on determining direct and indirect effects of fish on an aquatic community with high abundance of macrophytes and omnivore organisms. With this aim a field experiment was carried out in a Mediterranean salt marsh. The main fish of these systems is the Iberian toothcarp (*Aphanius iberus*). We wanted to assess if the presence of this fish had direct effects and could trigger a trophic cascade in the aquatic community. Six mesocosms were installed in a salt marsh lagoon without *A. iberus* presence, for two months. Twenty adult females of *A. iberus* were added to three mesocosms (fish treatment) while the other three were used as control (without any *A. iberus* addition). Physical and chemical water characteristics, phytoplankton samples, aquatic invertebrate samples (zooplankton and zoobenthos) and macrophytes were collected at the beginning and the end of the experiment. Our results showed that *A. iberus* had stronger effects on planktonic than benthic organisms. The presence of *A. iberus* was coincident with a decline in the abundance of large water-column invertebrates such as gammarids and jellyfish, and an increase in the abundance of medium-sized plankton. Our results also suggest that aquatic invertebrates of Mediterranean salt marshes may use macrophytes as refuge from small fish species. Regard to indirect effects, we found that the presence of *A. iberus* produces a trophic cascade even though only two trophic levels were differentiated by the stable isotope analysis. Body size appears to be determinant, since trophic interactions observed within the food web were mainly body-size dependent. Moreover, an unexpected positive but weak effect of *A. iberus* on macrophyte biomass was observed, caused probably by the decrease of small phytoplankton abundance. This effect may suppose an advantage for *A. iberus*, since macrophytes provide refuge and a food supply for this small fish.

A CONSERVAÇÃO EX-SITU COMO UMA MEDIDA DE EMERGÊNCIA PARA EVITAR A EXTINÇÃO DE POPULAÇÕES AMEAÇADAS DE CIPRINÍDEOS

Carla Sousa-Santos¹, Fátima Gil², Alexandrina Pipa³, Joana Robalo¹, Paulo Lucas³, Vítor Almada¹

¹Unidade de Investigação em Eco-Etologia, ISPA-IU, Lisboa, Portugal; ²Aquário Vasco da Gama, Lisboa, Portugal; ³Quercus - Associação Nacional de Conservação da Natureza, Portugal

Mais de 71% das espécies de peixes ciprinídeos nativas de Portugal são consideradas vulneráveis, em perigo ou criticamente em perigo de extinção e o tamanho das suas populações tem vindo a sofrer um acentuado declínio nos últimos anos. As ameaças à sobrevivência destas espécies são variadas e frequentemente as populações são sujeitas ao efeito cumulativo de várias destas ameaças: elevados níveis de poluição, destruição de habitats, intensa pressão por parte de espécies exóticas, fragmentação das populações pela existência de barragens e outras barreiras físicas intransponíveis, entre outras. Para agravar a situação, as espécies mais ameaçadas têm áreas de distribuição geográfica muito restritas, em zonas do país onde há grande escassez de água. As populações estão assim sujeitas a regimes hidrológicos intermitentes, perdendo sazonalmente a conectividade. São frequentes efeitos de gargalo causados por mortalidades massivas durante o período estival - devido à falta de água, ao aumento da temperatura com consequente depleção do oxigénio disponível, ao aumento da concentração de poluentes para níveis letais, ou ao efeito combinado de todos estes factores. Na estação das chuvas a conectividade das populações é reestabelecida e o rio é recolonizado pelos peixes que sobreviveram em refúgios estivais. No contexto de extinção eminentemente de várias populações após a seca extrema de 2005, foi iniciado em 2007 um projecto pioneiro de conservação *ex-situ* de cinco espécies ameaçadas, com vista à preservação dos seus patrimónios genéticos únicos. Na primeira geração criada em cativeiro foi obtido um incremento de 3.2 a 23.5 vezes face ao número inicial de reprodutores, tendo sido produzidas várias centenas de indivíduos das espécies-alvo.

Para o sucesso do projecto de reprodução em cativeiro contribuiu em grande medida a abordagem naturalista adoptada, com o objectivo de criar peixes que preservassem os padrões comportamentais típicos da espécie (fuga a predadores, procura de alimento, atracção de parceiros sexuais, etc) para que estivessem adaptados às condições dos habitats naturais quando aí fossem libertados. Esta abordagem naturalista assenta em três conceitos-chave: desova natural (sem indução hormonal nem fertilização artificial), mínima intervenção humana e condições naturais de luz e temperatura.

A reprodução de espécies ameaçadas em cativeiro é, no entanto, uma medida de emergência que deve ser desenvolvida em paralelo com a implementação de medidas de reabilitação dos habitats naturais. Quando estes reunirem as condições ecológicas mínimas para a sobrevivência das espécies, poder-se-á cumprir o objectivo principal da conservação *ex-situ*: o repovoamento das populações naturais com peixes criados em cativeiro, descendentes de stocks de reprodutores provenientes dessas mesmas populações. Tal foi possível em 2011 para o ruivaco do Oeste, *Achondrostoma occidentale*, tendo sido

efectuadas duas acções de repovoamento do rio Alcabrichel com peixes criados em cativeiro a partir de um stock de reprodutores do mesmo rio.

RESTAURACIÓN DE LAS POBLACIONES DE TRUCHA COMÚN EN ANDALUCÍA

Borja Nebot Sanz¹, Silvia Rubio Rubio², Francisco Javier Galindo Parrilla²

¹Consejería de Medio Ambiente, España; ²Agencia de Medio Ambiente y Agua

La Trucha común está catalogada como en Peligro de Extinción en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía, encontrándose las poblaciones andaluzas en el límite meridional de distribución geográfica mundial de la especie. Se trata de una especie pescable y desde el 2005 incluida en la modalidad de "sin muerte" para compatibilizar la conservación de la especie con su pesca deportiva. Desde el año 2005, la CMA lleva a cabo una serie de actuaciones enmarcadas en el Programa de Recuperación de las poblaciones de Trucha común en Andalucía, financiado con fondos Feder, en el que se han realizado una serie de estudios cuyo objetivo ha sido el completar el conocimiento de esta especie en Andalucía. Anualmente se realiza el Censo Andaluz de Pesca en el que se lleva a cabo un inventario de las poblaciones de peces y de los parámetros que miden la calidad del hábitat. En los datos obtenidos desde 2005 se puede detectar que las variaciones en la precipitación anual tienen influencia en los datos de densidad de trucha un par de años después de que las variaciones se produzcan, siempre que estas precipitaciones no se produzcan de manera torrencial, ya que la influencia sobre las poblaciones sería inmediata. Así mismo, se ha caracterizado genéticamente todas las poblaciones andaluzas, encontrándose cinco haplotipos nuevos, lo que indica el aislamiento de algunas poblaciones en las zonas de cabecera, impidiendo así el flujo genético entre las subcuencas. De igual forma, se ha determinado el grado de introgresión genética de haplotipos alóctonos procedentes de truchas comunes centroeuropeas. De todas las poblaciones, se han cartografiado los límites superior e inferior y se ha caracterizado su hábitat, georeferenciando todos aquellos hitos susceptibles de provocar efectos negativos sobre la Trucha común. Recientemente se ha realizado un estudio sobre la presencia histórica de la especie, esencial para los trabajos de reintroducción que se están realizando. En 6 ríos de Andalucía, se estudió la capacidad de carga para la trucha, obteniéndose datos muy interesantes acerca de la dieta de la especie, basada gran parte de ella en macroinvertebrados terrestres. Este trabajo continuará junto con estudios de cálculo de caudales ecológicos y marcaje de truchas comunes para determinar sus movimientos durante las épocas de reproducción. El estudio de fenología también ha dado resultados interesantes, observándose frezas extendidas desde el mes de noviembre hasta abril, a diferencia de las observadas en el norte de España (enero a marzo).

PLAN DE RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE PECES E INVERTEBRADOS DE MEDIOS ACUÁTICOS EPICONTINENTALES DE ANDALUCÍA

Borja Nebot Sanz¹, Francisco Javier Galindo Parrilla²

¹Consejería de Medio Ambiente, España; ²Agencia de Medio Ambiente y Agua

Los medios acuáticos epicontinentales de Andalucía poseen una notable biodiversidad, con un alto grado de especiación fruto de su situación geográfica.

El territorio andaluz, a caballo entre dos continentes, al tiempo que aislada por las barreras naturales, le confiere unas peculiares características biogeográficas que han permitido el desarrollo de una fauna y flora muy particulares. Tal circunstancia ha favorecido, por un lado, la mezcla de elementos europeos y africanos, y por otro, la presencia de especies endémicas, originadas entre otras causas, por el aislamiento geográfico. A esta situación, se une el hecho de que los cursos de agua y las comunidades que los habitan han estado sometidos secularmente a un intenso y continuo proceso de degradación propio de un territorio donde el agua es un valor de primer orden por su escasez. Así las detacciones de agua, la alteración de riberas y lechos, la introducción de especies exóticas y la falta de conectividad longitudinal y transversal han abocado a numerosas especies a refugiarse en tramos marginales de su rango de su distribución original, provocando en algunos casos la casi total extinción de algunos taxones. Por ello, la Comunidad autónoma de Andalucía aprueba el Plan de recuperación de peces e invertebrados epicontinentales como un plan conjunto para diversos taxones que comparten problemas de conservación, riesgos, hábitat o ámbito geográfico (Boja nº60 de 27/03/2012). El objeto de esta gestión conjunta es la optimización de recursos a la vez que un aumento de la eficiencia de las acciones llevadas a cabo sobre un mismo hábitat o sobre presiones e impactos de la misma índole. A través de este instrumento, se aborda la conservación y recuperación de diversos taxones de peces e invertebrados priorizando las acciones en función de su nivel de catalogación, así como la confluencia espacial de los mismos. Especies como el Salinete (*Aphanius baeticus*), el cangrejo de río (*Austrapotamobius pallipes*), o el caracol (*Orculella bulgarica*), entre otras, están siendo actualmente objeto prioritario de dicho plan de recuperación. La caracterización poblacional, la identificación y reversión de causas de deterioro, la identificación del hábitat potencial, así como la conservación ex situ, actualmente constituyen los ejes vertebradores de dicho plan.

PROJECTE ESTANY, UN PROYECTO LIFE+ PARA LA RECUPERACIÓN Y LA PROTECCIÓN DE LA BIODIVERSIDAD ORIGINAL EN EL LAGO DE BANYOLES: PLANES E HITOS PREVISTOS.

Quim Pou-Rovira, Carles Feo Quer, Miquel Campos Llach

Consorti de l'Estany, España

El Estany de Banyoles, un lago kárstico de alimentación principalmente subterránea, es el segundo lago natural en extensión de la Península Ibérica. Esta particularidad explica que se mantenga una buena calidad del agua. Por otra parte, un elevado grado de protección legal y una gestión orientada a la preservación del patrimonio natural, explican que durante los últimos decenios se haya producido una mejora ecológica de este espacio natural, a pesar de la existencia de un importante núcleo de población adyacente.

Sin embargo, actualmente el principal reto para la gestión del lago y su entorno lo constituyen las especies exóticas invasoras, sobretodo los peces. Después de un amplio historial de introducciones en el lago, que se inició hace justo un siglo, actualmente la comunidad ictiológica de este sistema está ampliamente dominada por especies exóticas, y en concreto por depredadores como perca americana (*Micropterus salmoides*), perca sol (*Lepomis gibbosus*), y perca (*Perca fluviatilis*), entre otros. Además también están presentes otras especies exóticas como la carpa (*Cyprinus carpio*) o la gambusia (*Gambusia holbrookii*). La proliferación de especies ícticas exóticas ha comportado la extinción o rarefacción de los peces autóctonos, sobretodo del espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), la bagra (*Squalius laietanus*), y el pez fraile (*Salaria fluviatilis*). También ha provocado efectos negativos sobre otra fauna acuática de interés como las náyades o la herpetofauna, además de efectos en cascada en el ecosistema, como el aumento de la vegetación sumergida.

En enero de 2010 se inició el proyecto titulado Mejora de los hábitats y especies de la Red Natura 2000 en Banyoles: un proyecto demostrativo (LIFE08 NAT/E/000078). Con una duración de 4 años, este proyecto tiene como principal objetivo diseñar y ejecutar una intervención global para combatir, ralentizar y revertir el declive de especies y hábitats de interés comunitario que están provocando las especies invasoras en el espacio Red Natura 2000 "Estany de Banyoles", mediante acciones de control de especies invasoras y refuerzos poblacionales de algunas especies autóctonas (*Emys orbicularis*, *Barbus meridionalis* y *Unio elongatus*).

Se presentan los planes e hitos previstos en este proyecto.

HÁBITAT Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL FRAILE (SALARIA FLUVIATILIS) EN EL LAGO DE BANYOLES.

Quim Pou-Rovira, Miquel Campos Llach, Irene Camós Plana, Carles Feo Quer

Consorci de l'Estany, Espanya

Entre otros efectos ecológicos, la proliferación de especies ícticas exóticas en el lago de Banyoles ha comportado la extinción o rarefacción de los peces autóctonos. En la cuenca lacustre se ha extinguido el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), mientras que el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y la bagra (*Squalius laietanus*) mantienen solo exigüas poblaciones acantonadas en pequeños tributarios del lago. La anguila (*Anguilla anguilla*) aun está presente en bajas densidades en el lago. En cambio, el fraile (*Salaria fluviatilis*) es la única especie autóctona que mantiene aun una población reproductora en el lago, a pesar de que los datos disponibles indican que se encontraba en regresión en Banyoles, al menos hasta el 2010. Este singular núcleo poblacional, que representa la única población lacustre conocida para la especie en la península ibérica, constituye a la vez uno de sus escasos refugios en las cuencas internas de Cataluña, donde para esta especie amenazada solamente se conoce su presencia en 4 otros enclaves, a parte de Banyoles, la mayor parte de ellos muy localizados.

Durante los últimos dos años se están ejecutando campañas continuadas de pesca eléctrica con embarcación, en el marco de un proyecto de recuperación de la biodiversidad lacustre (*Proyecto Estany*, LIFE08 NAT/E/000078). Los resultados acumulados hasta ahora indican un incremento de la densidad de fraile en algunos hábitats donde la especie había sido escasamente detectada antes del 2010, hecho que parece ser un efecto directo de los descastes poblacionales de los peces depredadores exóticos que se vienen llevando a cabo en el marco de dicho proyecto.

Por otra parte, entre enero y junio de 2012 se ha realizado una caracterización exhaustiva del estado del fraile en el lago de Banyoles, en el marco de un nuevo proyecto de conservación específicamente destinado a esta especie. Se han muestreado mediante pesca eléctrica con ánodo pequeño más de 150 estaciones de muestreo en la zona litoral del lago, con una profundidad menor de 2 m. Se presentan los resultados de este muestreo, que confirman una distribución muy irregular de la especie dentro del lago, fuertemente dependiente de la estructura a escala de microhábitat. El fraile selecciona preferentemente hábitats relativamente poco representados en el lago. Se trata sobretodo de sectores rocosos con escasa o nula vegetación helofítica, sin cobertura arbórea y soleados. Sin embargo, también ha aparecido en un hábitat actualmente en expansión en los fondos del lago: formaciones densas y extensas de carofíceas.

GESTIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES AMENAZADAS EN EL CENTRO ICTIOLÓGICO DEL PARQUE NATURAL DEL DELTA DEL EBRO

Montse Garrido, Nati Franch, Verònica López, Josep M Queral, Norbert Gaya, Núria Queral

Parc Natural del Delta de l'Ebre, Espanya

Establecer herramientas para gestionar de forma integrada los espacios naturales requiere de sistemas de seguimiento tanto de los hábitats como de su fauna asociada. El seguimiento periódico permite determinar los efectos de la gestión y evaluar el estado de las poblaciones. El estado de conservación de la ictiofauna en el Delta del Ebro, principalmente de las especies endémicas y amenazadas, determina los programas de recuperación y conservación que el Parque Natural está llevando a cabo. Actualmente se está trabajando con especies en peligro de extinción, como el samaruc (*Valencia hispanica*), el fartet (*Aphanius iberus*), el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*) y la colmilleja de río (*Cobitis paludica*), o vulnerables, como el pez fraile (*Salaria fluviatilis*). Estos programas abordan de manera prioritaria la conservación *in situ*, centrándose básicamente en la mejora de sus hábitats mediante la gestión activa o pasiva y el estudio de las poblaciones salvajes. Además cada una de estas especies tiene establecido un programa de monitoreo específico, anual o semestral, que permite conocer su distribución y evolución a escala local. En función del estado de conservación y de la problemática particular de cada especie se planifican y definen las líneas de actuación. De manera complementaria, des del Centro Ictiológico, se realizan acciones de conservación *ex situ* que permiten ampliar el conocimiento sobre la biología de las especies, mantener estocas genéticamente viables y obtener individuos para reforzar las poblaciones salvajes. Mediante los programas de cría en cautividad se han establecido protocolos específicos y se han adaptado y perfeccionado las técnicas de manejo y producción. Paralelamente se desarrolla una importante labor educativa y divulgativa, entre las que se incluye un programa educativo local destinado a los escolares, jornadas de puertas abiertas, campañas de voluntariado, estancias de alumnos en prácticas, y se realizan actuaciones concretas de difusión como la edición de material específico. Todas estas iniciativas, encaminadas a aumentar el conocimiento de la ictiofauna deltaica, se refuerzan con una exposición permanente de las principales especies de peces.

COLONIZATION AND MIGRATION PATTERNS INFERRED FROM POPULATION STRUCTURE OF THE INVASIVE MOSQUITOFISH (*GAMBUSIA HOLBROOKI*) INTRODUCED TO SOUTHERN EUROPE

Rosa María Araguas Solà, Nuria Sanz Ball-llosera, David Díez-del-Molino, Oriol Vidal Fàbrega, Raquel Fernández Cebrián, José Luis García-Marín

Universitat de Girona, Espanya

Biological invasions are considered one of the main factors that most dramatically reduce abundance of native species. Understanding the pattern of population structure and the behaviour of invasive species is important to determine invasion sources and pathways and to the management of endangered native organisms. With the aim to assess genetic diversity and population structure of *Gambusia holbrooki*, an invasive species introduced in southern Europe in 1921 to control mosquito populations, we genotyped six microsatellite loci in 13 locations in introduced populations. We also included six American samples, 4 of *G. holbrooki* and 2 of *G. affinis*, to compare with introduced collections and to determine the most probable American origin of European established populations, as well as the possible presence of *G. affinis* in our continent. Our results showed that genetic diversity in some European collections were lower than in the American ones, in spite of a high total gene diversity and strong genetic differentiation between populations. Both the assignment test and the levels of hybridization detected in introduced collections suggest multiple introduction events. Interestingly, Potomac River is proposed as the probable source population, although including the possibility of additional introductions from non-sampled collections. The presence of *G. affinis* was not detected in any of the analyzed populations.

En 2010 se ha iniciado el PROYECTO ESTANY, titulado Mejora de los hábitats y especies de la Red Natura 2000 en Banyoles: un proyecto demostrativo (LIFE08 NAT/E/000078). Con una duración de 4 años, este proyecto tiene, entre otros objetivos, la recuperación de la población de barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y de la náyade *Unio mancus*. Para la recuperación de las náyades se ha instalado un laboratorio para la cría en cautividad de *U. mancus*. Durante los dos primeros años del proyecto se ha estado experimentado con diferentes metodologías para obtener gloquídios (larvas) de las náyades, infectar ejemplares de peces y para el engorde de los juveniles obtenidos. Se han realizado pruebas de infección con gloquídios de náyades de las diferentes especies de peces autóctonos para comprobar cual es la mejor como huésped y para conocer la fenología y funcionamiento de su ciclo reproductor. Para ello se ha utilizado el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), la bagre (*Squalius laietanus*) y el pez fraile (*Salaria fluviatilis*), que han resultado ser huéspedes útiles. Se presentan los primeros resultados de este proyecto y el protocolo establecido para mantener los peces en buen estado de salud para el proceso de infección.

Estos trabajos de experimentación permitirán desarrollar otros proyectos de conservación para el resto de especies de náyades autóctonas del lago que se encuentran también en una situación crítica. Actualmente en Banyoles viven cuatro especies de náyades: *Unio mancus*, *U. ravoisi*, *Potomida littoralis*, y *Anodonta anatina*. Paralelamente puede ser un argumento de peso para establecer nuevos proyectos de recuperación de otras especies de peces autóctonos potencialmente hospedadoras de náyades, como la anguila (*Anguilla anguilla*) o el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*).

PECES AUTÓCTONOS COMO HUÉSPEDES PARA LA CRÍA DE NÁYADES EN EL LAGO DE BANYOLES

Carles Feo Quer¹, Rafael Araujo Armero², Miquel Campos Llach¹, Quim Pou-Rovira¹

¹Consorci de l'Estany, Espanya; ²Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), Espanya

El Estany de Banyoles es un lago kárstico, el segundo lago natural en extensión de la Península Ibérica. Durante los últimos años la recuperación de humedales, la regulación de las actividades humanas y un incremento en las tareas de gestión ha permitido una mejora general del estado ecológico. Sin embargo, actualmente el principal reto para la gestión del lago lo constituyen las especies exóticas invasoras, sobretodo los peces. Después de un amplio historial de introducciones, se ha producido una substitución progresiva de las especies autóctonas de peces por otras de exóticas. Estos cambios afectan negativamente a otras especies acuáticas como las náyades. El ciclo reproductor de estos bivalvos incluye una fase parásita de peces, y existe una estrecha relación de dependencia entre las especies autóctonas de peces y de náyades establecida a partir de muchos años de evolución conjunta.

POPULATION STRUCTURE OF MOSQUITOFISH, GAMBUSIA HOLBROOKI, ALONG A HIGHLY POLLUTED RIVER.

David Díez-del-Molino¹, Rosa M. Araguas¹, Oriol Vidal¹, Carles Alcaraz², Emili García-Berthou³, Nuria Sanz¹, Jose Luis García-Marín¹

¹Universitat de Girona, Laboratori d'Ictiologia Genètica, Girona, Spain; ²Inst Agrifood Res & Technol (IRTA), San Carlos de la Rapita, Tarragona, Spain; ³Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, Girona, Spain

Gambusia holbrooki is a life-bearing fish from the North America that has been human-introduced worldwide. Nowadays, this species present high abundance in most Mediterranean countries. In the Flix Reservoir of the Ebro River, a chemical plant manufacturing solvents and chlorinated pesticides has deposited tons of industrial wastes, including heavy metals, in the riverbed. Studies with mosquitofish populations have demonstrated that time-to-death (TTD) in exposure to inorganic mercury is related with the genetic diversity and allele frequencies at the GPI-2 allozyme loci, and this genotype-mortality relationship varied between populations and with mercury concentration. Using GPI-2 and microsatellite polymorphisms we determined the effect of contaminated areas on the genetic diversity of introduced *G. holbrooki* populations along an Ebro River section with contrasted level of pollution.

Results showed lower levels of genetic diversity than in populations of the American native range, but higher to those in another introduced areas of Spain and Australia. Small but significant population structure in the area of study ($F_{ST} = 0.016$) were generated by allele frequency changes at the GPI-2 allozyme locus and variation in microsatellite loci. The effect of the Flix Dam acting as physical barrier to gene flow was discarded at regional scale. In the Flix Reservoir, a certain differentiation in the most polluted collections was detected. Our results point out the capability of *G. holbrooki* to invade water diversions as fish ladders and channels related with hydroelectric power stations and to colonize contaminated environments without penalties on genetic diversity.

RESTAURACIÓN AMBIENTAL DEL RÍO ARAXES (LIC ES120012) EN GIPUZKOA MEDIANTE LA INTRODUCCIÓN EN SU CAUCE DE DIVERSAS ESTRUCTURAS DE MADERA

Iñaki Bañares¹, Joserra Díez², Kori Agirre³, Arturo Elosegi⁴, Jochem Kail⁵, Mikel Sarriegi⁶, Amalia Soloaga⁶

¹Diputación Foral de Gipuzkoa, España; ²Departamento de Didáctica de las Matemáticas y de las Ciencias Experimentales, Universidad del País Vasco; ³EKOLUR, S.L. Asesoría Ambiental; ⁴Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco; ⁵Departamento de Zoología Aplicada e Hidrobiología de la Universidad de Duisburg-Essen, Alemania; ⁶Departamento de Proyectos, BASOINSA S.L. Ingeniería Medioambiental

El tramo guipuzcoano del río Araxes, tributario del río Oria (Gipuzkoa, País Vasco), forma parte de la red Natura 2000. Posee aguas de buena calidad, una aceptable vegetación de ribera y alberga una comunidad piscícola compuesta por

seis especies. Sin embargo, la historia de usos, la existencia de una carretera paralela al margen derecho del río, así como una central hidroeléctrica que afecta por derivación a un tramo de 5 km, se traduce en una complejidad estructural deficiente. Así, los estudios previos del hábitat fluvial muestran que apenas hay acumulaciones de grava que sirvan de frezaderos, que hay una escasez generalizada de pozas profundas que sirvan de refugio y que la presencia de madera en el cauce está muy por debajo de las tasas deseables para este tipo de ríos.

Por otra parte, al igual que en otros ríos cercanos al límite meridional de su distribución, desde finales de los 90 se constata un alarmante descenso en el reclutamiento de alevines de trucha común (*Salmo trutta fario*), así como una colonización progresiva de tramos cada vez más altos del río por parte de ciprínidos, destacando una abundante presencia de barbo común (*Barbus graellsii*) donde nunca antes estuvo presente.

Con el objetivo de crear hábitats apropiados para la freza y para el desarrollo de los alevines, la Diputación Foral de Gipuzkoa ha ejecutado durante el verano de 2011 un proyecto de mejora del hábitat fluvial. Este proyecto ha consistido en la introducción dentro del cauce de 14 estructuras de madera que suman un total de 55 m³/ha en un tramo de 530 m de longitud con la siguiente tipología: deflectores en V, árboles paralelos al cauce y presas perpendiculares a la corriente. Con ello se pretende conseguir una mayor acumulación de gravas, aumentar el rango de velocidades y crear nuevas pozas y zonas de remanso.

El proyecto tiene un marcado carácter experimental, de modo que se realiza un riguroso programa de seguimiento cada pocos meses que incluye la monitorización de parámetros abióticos relativos a la morfología del tramo (topografía, velocidad del agua, composición granulométrica del substrato...) y a la estabilidad de las estructuras, y la monitorización de parámetros bióticos (formación y utilización de frezaderos, densidad y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados, y cambios poblacionales en la población piscícola (composición, estructura, densidad....)).

Este proyecto ha sido sufragado desde el Programa de Espacios Naturales y Reinserción Social de la Fundación "La Caixa".

EFFECTO ACUMULATIVO DE LOS OBSTÁCULOS Y SELECCIÓN EN LA POBLACIÓN DE SALMÓN (*Salmo salar*) REMONTANTE EN EL RÍO URUMEA

IKER AZPIROZ COLMENERO, SERGIO GASPAR MARTIN

EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL, España

En el ámbito del proyecto "BIDUR" (POCTEFA INTERREG IV A 2007-2013) se realizó un estudio de la permeabilidad de los obstáculos presentes en el río Urumea (Gipuzkoa) en relación con la migración ascendente de salmón (*Salmo salar*) y trucha (*Salmo trutta*) en los años 2010 y 2011 mediante radioseguimiento durante la fase de migración prereproductora y reproductora, desde el mes de octubre al mes de febrero del siguiente año. Asimismo, se instaló un equipo de detección automática de marcas PIT en la escala del cuarto azud aguas arriba, obstáculo estratégico que habilita el paso a una zona de mayor accesibilidad, donde desemboca el principal tributario accesible de la cuenca (Urruzuno). Se marcaron un total de 99 salmones adultos en la estación de captura de Elorrabi (primer azud en sentido ascendente; 14 km al mar), 54 y 45 salmones en 2010 y 2011 respectivamente, mediante radiotransmisores (n=33) y marcas PIT (n=66). La población adulta controlada en Elorrabi fue de 223 y 187 ejemplares en 2010 y 2011 respectivamente. El límite accesible para el salmón en el río Urumea lo marca el sexto azud aguas arriba, corresponde al 50 % de la longitud potencialmente accesible, ningún salmón marcado con radiotransmisor lo supera y se constata la ausencia de juveniles salvajes aguas arriba en muestreos de pesca eléctrica a posteriori. La eficacia de paso de las 5 escalas aguas arriba de la estación de captura es variable (0-89 %). El efecto acumulativo de los tres primeros azudes aguas arriba del capturadero provoca que en una franja de 5 km (densidad de 0,6 obst/km), se encuentre el 83 % de la población. Se identifica un cuello de botella en el tercer azud aguas arriba, existe una correlación negativa entre la eficacia de paso de su escala y el caudal del río Urumea, Eficacia (%) = -4,0656 * Q + 76,435; $R^2=0,895$, $P=0,054$). Además, realiza una selección en la población reproductora, los que superan el azud tienen una talla inferior (entre 5-7 cm inferior) y son mayoritariamente machos (χ^2 , $p=0,039$). La deficiente permeabilidad del río Urumea confina la población de salmón al curso medio-bajo, con una sobreutilización las áreas de freza, de peor calidad que en tributarios y curso alto, lo que supone una disminución del tamaño efectivo de la población. Resulta imprescindible actuar sobre estos obstáculos con el objetivo de recuperar esta especie, que extinta en el siglo XX, vuelve a estar presente en la cuenca del Urumea.

Palabras clave: *Salmo salar*, obstáculos, migración, efecto acumulativo, selección, Urumea

SEGUIMIENTO DE LA DEMOLICIÓN DE UN OBSTÁCULO (AZUD DE MENDARAZ) EN EL RÍO URUMEA MEDIANTE PARÁMETROS BIOLÓGICOS, FÍSICOS E HIDROMORFOLÓGICOS

SERGIO GASPAR MARTIN, IKER AZPIROZ COLMENERO

EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL, España

En septiembre de 2010 se llevó a cabo la demolición de un azud en el río Urumea en el ámbito del proyecto "BIDUR" (POCTEFA INTERREG IV A 2007-2013). Los principales objetivos de esta actuación son los de volver a conectar los ecosistemas riparios artificialmente fragmentados, restaurar y permeabilizar el hábitat fluvial para las especies acuáticas y restaurar el régimen hidrológico natural. Se realiza un seguimiento del medio en un tramo de 2 km de longitud a partir de indicadores físicos (mesohábitat, indicadores hidromorfológicos y físico-químicos) y bióticos (vegetación riparia, invertebrados y peces) de forma previa a la demolición del azud en el año 2010 y al cabo de un año en 2011, utilizando la misma metodología. La demolición del azud de Mendaraz provoca importantes cambios en el mesohábitat fluvial, la facies lótica pasa del 29 al 73% de la longitud total, incrementando la superficie de zonas productivas y favoreciendo la creación de áreas de freza para los salmónidos. La vegetación de ribera no sufre cambios significativos en un periodo tan corto de tiempo, aunque los fuertes procesos de erosión, arrastre y deposición de materiales podrían provocar cambios a medio y largo plazo en sus características. En cuanto a los macroinvertebrados, se registran cambios en las características y composición de la comunidad. Antes del derribo existe una importante asimetría entre las comunidades aguas arriba y abajo del azud. Tras el derribo, la situación alcanza un mayor grado de equilibrio en el tramo de estudio en relación con la productividad y composición de la comunidad. La abundancia y biomasa de la comunidad de peces es menor en 2011 tras la demolición, en relación principalmente con el descenso del reclutamiento de trucha en 2011 a nivel de cuenca. Sin embargo, la densidad de juveniles de salmón 0+ con origen en repoblaciones en verano de 2011 es de entre 876-1.363 juveniles/ha. Esta actuación supone recuperar la permeabilidad longitudinal y equilibrar la productividad de todo el tramo. La evolución de este tramo y su seguimiento en el tiempo permitirá estudiar y valorar el efecto ambiental de la obra, mejorar el diseño y programa de este tipo de actuaciones, elaborar un protocolo estandarizado de seguimiento para actuaciones similares, avanzar en el conocimiento de la ecología y técnicas de restauración, predecir el efecto de futuras demoliciones y comunicar los resultados a los agentes implicados y al público en general.

Palabras clave: demolición, seguimiento, restauración, indicadores, zona productiva

TRAMOS PRIORITARIOS PARA LA CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA DULCEACUÍCOLA EN LA CUENCA DEL RÍO GUADALQUIVIR.

Alejandro Ramiro Barrantes¹, Ramón José De Miguel Rubio¹, Francisco Aranda Tejada¹, Lucía Gálvez Bravo², Francisco José Oliva Paterna³, Carlos Fernández Delgado¹

¹Universidad de Córdoba, España; ²Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, Ciudad Real, España; ³Universidad de Murcia, España

El presente estudio trata de establecer los tramos prioritarios para la conservación de la ictiofauna dulceacuícola de la cuenca del Guadalquivir. Para ello, entre enero de 2006 y diciembre de 2009, se muestraron 1037 tramos vadearables (100-300 m de longitud) estratégicamente distribuidos por toda la red fluvial. Los peces se capturaron mediante pesca eléctrica durante todo el año exceptuando la estación seca (Julio-Septiembre). En cada tramo muestreado, además de la longitud de todos los individuos, se recogieron 165 variables ambientales (de hábitat, refugio, clima, geomorfología, hidrología y perturbaciones humanas). Se capturaron un total de 13 especies autóctonas y 12 alóctonas en 481 de los tramos muestreados. En el resto, 556 tramos, no se capturaron peces. Para explicar estos resultados se identificaron tres mecanismos principales: destrucción, degradación y fragmentación del hábitat fluvial. Utilizando datos de presencia-ausencia, número de especies autóctonas y modelos predictivos basados en regresiones logísticas se establecieron un total de 47 áreas, en las que se incluye tanto el tramo fluvial como la cuenca de recepción en la que está inmerso el tramo, pues el conjunto constituye la manera más eficaz de conservación del hábitat fluvial. Éstas se dividieron en dos categorías: A) áreas con presencia de especies en peligro de extinción (anguila, jarabugo, salinete, pardilla oretana o trucha común) y B), áreas con las mejores comunidades de peces autóctonos. Dada la escasez de especies autóctonas encontradas en la margen izquierda, se estableció una tercera categoría exclusiva para este margen (C) donde al menos cohabitaban tres o más especies autóctonas.

este hábitat ha sufrido importantes transformaciones, la pavimentación de los canales acompañada de la deforestación de los márgenes, ha significado un conjunto de obstáculo y prejuicios para la fauna acuática. El aumento de la velocidad del agua, la ausencia de sustrato consolidado y el secamiento total de los canales, han provocado la desaparición de hábitat continental adecuado para refugio, alimentación y puesta de muchas especies. Por lo que, la mayoría de las poblaciones se renuevan anualmente. El Parque natural del Delta del Ebro lleva a cabo desde 1990 el rescate de la fauna íctica que queda atrapada. Las capturas y el estudio anual de la diversidad de peces son testimonio del estado y evolución de la fauna íctica. Se ha capturado un promedio anual de más de 10 toneladas y se han detectado 29 especies de las cuales 13 son autóctonas y 16 introducidas. Los resultados muestran una progresiva regresión de especies autóctonas como el barbo del Ebro (*Luciobarbus graellsii*) y la madrilla (*Parachondrostoma toxostoma*) e un incremento de las introducidas. Por otro lado, el pez fraile (*Salaria fluviatilis*), especie amenazada, mantiene poblaciones estables en determinados puntos. Aun así, se aprecia una disminución generalizada del número de individuos pasando de 500 ejemplares (1990) a 11 (2004), momento en el cual se establecieron protocolos de captura específicos para determinar y establecer medidas de conservación de la especie. Se han definido los principales factores que condicionan el establecimiento de las poblaciones en este ambiente. Con el objetivo de minimizar el impacto y recuperar las poblaciones del pez fraile se han construido 3 áreas de refugio, como prueba piloto. Ante nuevas propuestas de modernización de la red de riego, en las que se prevé entubar el 30% de las canalizaciones. Se está trabajando en métodos alternativos ambientalmente más favorables, para mejorar la gestión de la distribución del agua y hacerlo compatible con la conservación de los valores naturales.

PROBLEMÁTICA Y GESTIÓN DE LA RED DE RIEGO EN EL DELTA DEL EBRO: LA CONSERVACIÓN DEL PEZ FRAILE (*SALARIA FLUVIATILIS*)

Josep M Queral, Nati Franch, Verònica López, Montse Garrido, Norbert Gaya

Parc Natural del Delta de l'Ebre, España

La disposición topográfica del Delta ha facilitado el establecimiento de una red de irrigación que nace de dos canales principales que derivan del río, a 60 Km de la desembocadura. Por el transcurso del Delta, ambos canales se ramifican para conformar una compleja red de 1000 Km de longitud que suministra 45m³/s de agua a todos los campos de cultivo. Por otra parte, existe una red de drenaje formada por desagües, análoga a la de irrigación, que recoge el agua de los arrozales y la vierte en las bahías, el mar o las lagunas. En los últimos 30 años,

BIOLOGÍA Y PESQUERÍA DE LA ANGUILA EUROPEA (ANGUILLA ANGUILLA) EN LA LAGUNA HIPERSALINA DEL MAR MENOR, MURCIA

Elvira Mayo Hernández¹, Emilio María Dolores Pedreño², Elvira Viuda², Pilar Muñoz Ruiz¹, José Peñalver García²

¹UNIVERSIDAD DE MURCIA, España; ²Comunidad Autónoma Región de Murcia

Las poblaciones de anguila europea han sufrido un importante retroceso en toda Europa, tomándose medidas de protección como su inclusión en CITES y el Reglamento (CE)

1100/2007. La aplicación del Reglamento ha supuesto la elaboración e implantación de un Plan de Gestión. En la elaboración del Plan de Gestión de Murcia se ha recopilado información sobre la evolución de la pesquería, la relación entre la pesca y la biología de la especie, las peculiaridades de esta especie en una laguna hipersalina así como las medidas para la gestión sostenible del recurso. Se han realizado muestreos en lonja así como encuestas a los pescadores.

La pesquería de la anguila en el Mar Menor se realiza mediante artes tradicionales: palangre de fondo y artes trampa denominadas paranzas. A través de la Cofradía de Pescadores se obtuvo el histórico de capturas desde 1951. Se valoraron las capturas hasta el año 1980 en comparación con las capturas desde ese año hasta la actualidad, comprobándose un descenso del 51,7 %, en consonancia con la situación de la especie en el resto de Europa.

La anguila europea es catádroma, tras madurar en ríos regresa al mar para su migración reproductiva a los Sargazos. Sin embargo, en el Mar Menor se ha constatado la presencia de anguilas en todas las fases de desarrollo: inmaduras de 15 cm, anguilas amarillas y las maduras o plateadas. El ciclo de esta especie en el Mar Menor no sigue el patrón habitual de desarrollo en agua dulce, pasando todo su ciclo biológico en agua marina, lo cual ha sido demostrado en otras localizaciones (Tsukamoto et al., 1998).

Se ha observado relación entre el método de captura y la biología de la especie. Las paranzas en la orilla oeste capturan anguilas amarillas, mientras que en la orilla este tanto amarillas como negras, en función de la época del año. Durante todo el año las amarillas son capturadas en cualquier zona, pero las plateadas se mueven, entre noviembre y febrero, buscando la salida hacia el Mediterráneo. En el palangre quedan atrapados exclusivamente ejemplares inmaduros, pues las anguilas maduras, una vez transformadas, inician la migración no buscando ningún tipo de alimento.

Las medidas de gestión son: establecimiento de época de veda, talla mínima de captura, control administrativo de capturas, así como estudios de población y estatus sanitario (virología, parasitología y toxicología).

Ref- Tsukamoto K, Nakai FW (1998) Do all freshwater eels migrate? Nature 396: 635-636.

FISH SAMPLING IN THE EBRO BASIN RESERVOIRS: METHODOLOGICAL APPROACH AND RESULTS

Gonzalo Alonso de Santocildes Marañón¹, Alberto Criado Delgado¹, Concha Durán Lalaguna², Agustín Pedro Monteoliva Herreras¹, María José Rodríguez Pérez²

¹Ecohydros SL, Pol. Industrial de Cros, Ed.5-nº8. 39600 Maliaño, Spain; ²Ebro Basin Water Authority, Paseo Sagasta, 24-28. 50071, Zaragoza, Spain

Between 2007 and 2012 the Ebro Water Authority promoted intensive reservoir fish assemblage assessments within the context of the Water Framework Directive. Using a combination of remote (hydroacoustics) and direct sampling gears (gillnetting and boat electrofishing), the fish assemblages of 13 reservoirs were quantified and characterized. Surveyed reservoirs belong to 5 different typologies, as defined by CEDEX, and extend from headwaters, both Cantabrian (Ebro reservoir) and Pyrenean (Lanuza), to lowlands (Mequinenza and Ribarroja). Fish density and biomass estimations range from 0.3 to 42.3 fish/dam³ and from 0.7 to 47.7 g/m², respectively. The presence of invasive exotic species also varies along the Ebro basin: from low-diversity systems composed of native species (brown trout, Ebro nase and gudgeon) to highly diverse reservoirs with centre Europe-like fish assemblages. A high number of fish species found are introduced species (13 out of 21, from which 8 are included in the Spanish invasive exotic species catalogue). The most common fish species is carp (*Cyprinus carpio*) followed by Ebro nase (*Parachondrostoma miegii*) and barbel (*Barbus graellsii*). Some introduced species, such as *Blicca bjoerkna* are well established in some reservoirs, suggesting the need for inclusion of these species in the aforementioned catalogue. The methodological approach applied during these studies, has produced useful insight into fish stock and assemblage composition in reservoirs, and thus it could be used as a multi-purpose protocol for ecological potential assessment, fisheries management or scientific research. Further studies in the rest of the Ebro reservoirs are strongly recommended in order to complete the entire basin fish fauna picture, which would permit development of fish-based ecological potential assessment methods and establishment of restoration priorities and preventive measures to limit the spread of exotic species.

ESTABLECIMIENTO DE UN PROGRAMA DE SEGUIMIENTO DE PECES Y OTRA FAUNA ACUÁTICA DE INTERÉS EN EL ESPACIO NATURAL PROTEGIDO DEL MACIZO DE LAS GAVARRES: PRIMEROS RESULTADOS

Quim Pou-Rovira, Eloi Cruset Tonietti, Xavier Llopard Sàncchez, Milena Rot Pla

Sorelló, Estudis al medi Aquàtic SL

La fauna acuática de los sistemas fluviales de las Gavarres incorpora diversos elementos de fauna vertebrada de interés, tanto a escala regional como ibérica. Uno de los elementos más significativos es el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*), que mantiene en estas montañas y su entorno algunos de los escasos núcleos estables de Cataluña. Otras especies amenazadas presentes en la zona son la anguila (*Anguilla anguilla*), el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) o la bagra (*Squalius laietanus*), y también diversas especies de herpetofauna acuática. Resulta muy remarcable la baja presencia de especies exóticas, hecho que contrasta claramente con la situación actual en los grandes ejes fluviales circundantes, donde dominan las especies exóticas. La conservación de estas especies autóctonas en las Gavarres se relaciona con el buen estado general de los hábitats fluviales, que suponen un importante refugio a escala regional. Con el objetivo principal de conocer la evolución a largo plazo del poblamiento íctico, se ha diseñado una red de estaciones de seguimiento estable, que se muestran mediante trampeo con una frecuencia mínima anual. Se pretende generar una base de datos útil para una correcta gestión de los hábitats encaminada a la conservación a largo plazo de las especies acuáticas de interés de la Gavarres. El seguimiento se inició el 2007 con una red de 8 estaciones, y se ha ido ampliando anualmente hasta llegar a las 30 estaciones. Paralelamente a las pescas, se miden diversas variables cuantitativas y cualitativas del hábitat y de la calidad del agua. Los resultados acumulados hasta ahora confirman la existencia de notables variaciones naturales en las poblaciones ícticas, y en menor medida también en las herpetológicas, debidas a severas fluctuaciones ambientales en su medio, características de los ríos mediterráneos. Este hecho, juntamente con algunas alteraciones antrópicas del medio fluvial, evidencia el elevado riesgo de extinción que caracteriza actualmente estas poblaciones.

ensure compliance with the WDF in terms of the management of lakes and reservoirs. Despite their importance for water resource managers the attempts to assess the quality of reservoirs using fish assemblages are scarce. Methodological difficulties, as well as the amount of costly data required, have so far hampered the development of reservoir IBI's. At present, intercalibration process in agreement with the WFD requirements in the Mediterranean area is not easy. Some States (France, Italy and Romania) have already developed their national IBI's. However, other States (as Spain) have not developed an assessment method for monitoring the biological responses of fish assemblages to anthropogenic factors in reservoirs. The most serious problem of Spain in order to develop a national fish-based IBI and also in the intercalibration process is that the fish data-set allowing the quantitative and qualitative analysis is determined by the method of fishing and this is not the same in all hydrographic basins. In this study will be compare results obtained for some quantitative and qualitative fish metrics regarding fishing methodology and will be investigate the possibility of to try to intercalibrate the data. Study was carried out in two reservoirs, one in the north of Spain and other in the south. Fish were sampled using standardized method (C.E.N. benthic multi-mesh gillnets) and no standardized method (trammel nets). In both cases, a stratified sampling scheme will be implemented. Hydroacoustic surveys were carried out simultaneously in order to fix the fish density and fish size structure of the reservoir which allow as to intercalibrate quantitative metrics derived from both fishing methods. Results confirm that both, qualitative and quantitative fish metrics significantly differs regarding the fishing methodology. Acoustic results pointed out the most accuracy of the standard methodology for reservoirs fish sampling.

COMPARISON BETWEEN STANDARDIZED AND NO STANDARDIZED FISHING METHODS IN RESERVOIRS AND IMPLICATIONS IN THE WFD REQUIREMENTS

Lourdes Encina¹, Amadora Rodríguez Ruiz¹, Victoria Rodríguez Sánchez¹, Ramona Sánchez Carmona¹, Carlos Granado Lorencio¹, Agustín Monteoliva Herreras², Alex Monná², Gonzalo Alonso Santocildes²

¹Universidad de Sevilla, España; ²Ecohydros S.L.

Year 2015 is the deadline for States of the European Community have develop indices regarding the quality of their inland water bodies and intercalibrated them, to

FISH CHANGES IN TWO IBERIAN STREAMS FOLLOWING THE INSTALLATION OF SMALL HYDROPOWER PLANTS

João Oliveira¹, Francisco Godinho², Paulo Pinheiro²

¹CITAB - Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais Biológicas, Portugal; ²AQUALOGUS – Engenharia e Ambiente, Portugal

The construction of small hydroelectric plants (SHPs) in Portugal has greatly increased in the last decades in response to demand for renewable sources of energy. These structures can significantly reduce stream flow and longitudinal connectivity, with potential impacts on biological communities. However, only a few works have examined the ecological effects of SHPs on Iberian fluvial ecosystems. In the present study, we examined fish assemblages in two Iberian streams (Beça and Carvalhosa rivers, Douro basin, North of Portugal) before and after construction of SHPs. To follow the temporal patterns of fish assemblages, we used standard electrofishing procedures during three consecutive years in the bypassed reaches, where flow was reduced to ~10% of average natural annual flow. During the study period, fish communities varied differently between the two streams. In the smaller stream (Carvalhosa) we observed a decrease of brown trout (*Salmo trutta*) abundance, the only species present. In contrast, the abundance of this species remained unaltered in the larger system (Beça), though we have detected variations of abundance of two cyprinid species – Northern straight-mouth nase (*Pseudochondrostoma duriense*) and Northern Iberian chub (*Squalius carolitertii*). We also evaluated the ability of two multimetric fish indices – European Fish Index (EFI) and Fish-based Index of Biotic Integrity for Portuguese Wadeable Streams (F-IBIP) – as a measure of biological impairment.

ABUNDANCE, AGE AND GROWTH OF THE ALGERIAN BARBEL IN THE KSOB RESERVOIR (M'SILA, NE OF ALGERIA).

Fateh MIMECHE¹, Mohamed BICHE², Francisco J. OLIVA-PATERNA³.

¹Department of Agricultural Sciences. University of M'Sila. 28000. M'Sila, Algeria. mimechefateh@gmail.com; ²National School of Agricultural, El Harrach. 16000. Alger, Algeria; ³Department of Zoology. University of Murcia. 30100. Murcia, Spain. fjoliva@um.es

The Algerian barbel, *Barbus callensis* Valenciennes, is an endemic fish distributed to the northeast area of the Maghreb. Although this species has little commercial value, it is the basic catch of local fisheries on several reservoirs in areas from north Algeria, however, there is scarce information about its biology. This study presents the first data on the age and growth traits of a population of *Barbus callensis* at a southern area of its distribution range and located in a man-made lake with important variation in water temperatures and volume during the year. The objectives of our paper are (i) to provide information about the biology and to test whether the population annual-dynamic differs in age and size structure, growth and somatic conditions and (ii) to test for possible effects of the management on age and growth characteristics. A total of

385 specimens were caught during the one-year study period. There was a significant difference from 1:1 in the overall sex ratio (254 males, 131 females). Age determination by scales showed 11 cohorts from the 3+ age class. The maximum ages observed were 12+ years in males (maximum furcal length (FL) 342 mm) and 13+ years in females (maximum FL 370 mm). The annual and seasonal growth rates were determined using length increments of the age classes with a significant number of individuals (4+, 5+, 6+ and 7+). In both sexes, there were no high growth rates in individuals older than 4+ (annual growth GFL < 10%). Somatic condition showed a significant temporal variation with the highest values just after the reproduction period and before the winter season.

SOLAPAMIENTO DE DIETAS ENTRE EL PEZ SOL, EL BARBO DE MONTAÑA Y EL BARBO DEL EBRO EN EL RÍO FLUVIÀ (NE PENÍNSULA IBÉRICA)

Jordi-René Mor y Lluís Zamora

Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona

El presente estudio tiene como objetivo analizar el solapamiento de dietas entre una especie autóctona, el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), una introducida hace décadas, el pez sol (*Lepomis gibbosus*) y una última translocada recientemente de la cuenca del Ebro, el barbo del Ebro (*Luciobarbus graellsii*). Las tres especies presentan poblaciones simpátricas en distintos tramos del río Fluvia (Girona) donde la especie autóctona muestra una disminución de su rango de distribución y abundancias en los últimos años.

En otoño de 2010 se capturaron, mediante pesca eléctrica, ejemplares de las tres especies en tres tramos del río Fluvia. Uno donde únicamente se encuentra el barbo de montaña y dos puntos con poblaciones simpátricas de las tres especies en distintas densidades. También se caracterizó la composición y abundancia de presas posibles en cada punto, mediante el muestreo de macroinvertebrados. Mediante el análisis de contenidos estomacales, se determinó la composición de la dieta a nivel taxonómico de género o subfamilia, y se estableció la biomasa en peso seco de los distintos taxones encontrados.

El barbo de montaña mostró una dieta generalista omnívora, con selectividades positivas hacia todos los grupos de macroinvertebrados que ocupan el fondo y la superficie de la columna de agua, y selección negativa para los grupos endobénticos y excavadores. El pez sol presentó una dieta generalista basada principalmente en macroinvertebrados con selectividades positivas hacia todos los grupos de macroinvertebrados. El barbo del Ebro por su parte, mostró una dieta especializada herbívora, principalmente de diatomeas, con selectividades negativas para el global de la macrofauna y nulas para los organismos presentes entre la vegetación. Las dos especies invasoras muestran solapamiento de dietas con el barbo de montaña, principalmente en las tallas juveniles de éste con los individuos de pez sol. Además, se ha observado que el barbo de montaña muestra diferente electividad hacia sus presas entre los puntos donde las poblaciones son alopátricas o simpátricas lo que podría indicar un determinado de nivel de competencia trófica y un posible efecto negativo de la presencia de las especies exóticas sobre la autóctona.

MOVEMENTS AND SPACE USE OF ADULT CATALAN CHUB (*SQUALIUS LAIETANUS*) IN LAKE BANYOLES (NE SPAIN)

Lluís Zamora and Ramon Moreno-Amich

Instituto de Ecología Acuática, Universidad de Girona

The Catalan chub (*Squalius laietanus* (L.)) is the largest native cyprinid of the Iberian Peninsula, where there is almost no published information on the ecology of this fish species for lacustrine populations. We investigated the movements of Catalan chub in Lake Banyoles, the second largest lake of the Iberian Peninsula, as a part of comprehensive studies of its fish assemblage. Movement patterns and space use of four chubs (361-436 mm in fork length) were analyzed using ultrasonic telemetry and a radio-linked acoustic positioning system. Chub exhibited changes in space use with seasonal variation. In winter and spring they were detected in both the limnetic (mostly in the first 5 m of the water column) and the littoral zone, whereas in summer and autumn detections were significantly higher in the littoral zone than in the open water zone and fish often left the lake to occupy the streams or canals connected with the lake. Tracked fish were more active during night-time, showing a large range of non-random movements between a nocturnal mobility zone and a daylight resting place which changed after few days.

ÍNDICE DE AUTORES

Agirre, Kori	P-1:30	Caiola, Nuno	O-2:6
Alcaraz, Juan Diego	P-1:5	Camós, Irene	P-1:25
Alcaraz, Carles	P-1:29	Campos, Miquel	O-9:5; O-10:5; P-1:24; P-1:25; P-1:28
Allué, Rosario	O-3:3		
Almada, Vitor	P-1:9; P-1:21	Cancer, Jesús	O-2:1
Almeida, David	O-10:3	Capdevila, Berta	O-9:2
Alonso, Gonzalo	O-4:1; P-1:14; P-1:36; P-1:38	Carabús, María Pilar	O-9:5
Alonso, Carlos	O-5:6	Casals, Frederic	O-2:6
Álvarez, Frank	O-8:6	Castilho, Rita	P-1:9
Álvarez, Javier	O-4:6	Castillo, Miriam	P-1:3
Amaral, Ana Rita	O-6:	Clavero, Miguel	O-3:2; O-3:4; O-3:5; O-10:4
Amat, Fátima	P-1:1	Cobo, Fernando	O-4:4
Andonegi, Eider	O-4:2	Coelho, Manuela	O-6:4
Aparicio, Enric	P-1:4	Collares-Pereira, María Joao	O-8:4
Araguas, Rosa María	P-1:27; P-1:29	Compte Ciurana, Jordi	O-9:3; P-1:20
Aranburu, Aizkorri	O-4:2	Copp, Gordon H.	O-10:3
Aranda, Francisco	P-1:33	Cortes, Rui	O-7:2
Araujo, Rafael	O-9:5; P-1:28	Criado, Alberto	P-1:14; P-1:36
Ardaiz, José	O-4:6	Cruset, Eloi	O-9:2; O-9:4; O-9:5; P-1:16; P-1:17; P-1:37
Ariño, Arturo H.	O-2:3		
Arquimbau, Roger	P-1:17	De Miguel, Ramón José	O-2:5; P-1:33
Arribas Lozano, Carmen	O-5:1	de Sostoa, Adolf	O-6:1; O-6:2
Asturiano, Juan F	O-5:3; O-5:4	De Wever, Aaike	O-8:2
Azpiroz, Iker	O-4:2; O-4:5; P-1:31; P-1:32	Díaz, Estíbaliz	O-4:2
Badosa, Anna	O-9:3	Díez, Joserri	P-1:30
Bañares, Iñaki	P-1:30	Díez-del-Molino, David	P-1:27; P-1:29
Baraut Plarromaní, Joan	O-3:1	Doadrio, Ignacio	O-6:4; P-1:8; P-1:9
Bardina, Mònica	O-7:4	Drake, Pilar	O-5:1
Barquín Ortiz, José	O-7:3	Durán Lalaguna, Concha	P-1:36
Beaulaton, Laurent	O-4:2	Elosegi, Arturo	P-1:30
Benejam, Lluís	O-7:4	Elso, Josu	O-4:6
Biche, Mohamed	P-1:40	Encina, Lourdes	O-4:1; O-8:6; P-1:38
Boix Masafret, Dani	O-9:3; O-9:5; P-1:20	Escudero, Emilio	P-1:11
Bonada, Núria	O-8:2	Feo, Carles	O-9:5; O-10:5; P-1:24; P-1:25; P-1:28
Branco, Paulo	O-1:1; O-1:2; P-1:9	Fernández, Raquel	P-1:27
Bravo, Francisco Javier	O-1:3	Fernández, Juan Luis	O-2:4
Briand, Cédric	O-4:2	Fernández, Carlos	O-2:4; O-2:5; O-5:1; O-8:5; P-1:13; P-1:33
Brucet Balmaña, Sandra	O-9:3		
Budy, Phaedra	O-8:1	Ferreira, Teresa	O-1:1; O-1:2; O-7:2; P-1:9
Caballero, Pablo	O-4:3		

Ferrer, Dolors	P-1:17	Maceda, Alberto	O-6:1
Filipe, Ana Filipa	O-8:2	Magalhaes, Maria Filomena	O-8:4
Fox, Michael G.	O-6:5	Magellan, Kit	O-9:1
Franch, Nati	O-3:2; O-10:4; P-1:26; P-1:34	Manzanos Arnáiz, Jesús Alberto	P-1:14
Freyhof, Jörg	O-8:2	María, Emilio	P-1:35
Fuentes, Juan Francisco	O-1:3	Marín, Nines	P-1:4
Galindo, Francisco Javier	O-2:2; P-1:6; P-1:22; P-1:23	Markovic, Danijela	O-8:2
Gálvez Bravo, Lucía	O-2:5; P-1:33	Marsol, Rosa	O-3:1
García, Alfonsa	O-5:2	Martínez, Francisco	P-1:5
García, Diego	O-5:6	Mayo Hernández, Elvira	O-5:2; P-1:35
García, ANA	P-1:7	Miguel, Luis	P-1:4
García, Emili	O-7:4; O-9:1; P-1:29	Mimeche, Fateh	P-1:40
García, José Luis	P-1:27; P-1:29	Miranda, Rafael	O-2:3; O-7:1
Garófano, Virginia	P-1:5	Monnà, Àlex	O-4:1; P-1:38
Garrido, Montse	O-3:2; P-1:26; P-1:34	Monroy, Mario	O-6:1
Gascón, Stéphanie	O-9:3; P-1:20	Monteoliva, José Augusto	P-1:14
Gaspar, Sergio	O-4:5; O-7:1; P-1:31; P-1:32	Monteoliva Herreras, Agustín	O-4:1; P-1:14; P-1:36 P-1:38
Gaya, Norbert	O-3:2; P-1:26; P-1:34	Mor, Jordi René	P-1:41
Gea, Mª Elena	P-1:1	Morcillo, Felipe	P-1:3
Gesti, Josep	O-9:3	Moreno, Ramon	O-6:5; P-1:18; P-1:42
Gil, Fátima	P-1:21	Moreno, Raquel	O-2:4; O-8:5; P-1:13
Ginés, Ester	O-2:1; P-1:11	Munné, Antoni	O-7:4
Godinho, Francisco	P-1:39	Muñoz, Pilar	O-5:2; P-1:35
Gómez, Jesus	O-3:3	Muñoz-Mas, Rafael	P-1:5
González Ferreras, Alexia	O-7:3	Naspleda Feixas, Joan	O-6:5; O-10:2
González Nicieza, Alfredo	O-5:5; P-1:10	Nebot, Borja	O-2:2; P-1:6; P-1:22; P-1:23
González, Gustavo	O-8:1	Oliva, Francisco	O-2:5; O-5:1; O-6:3; O-8:5; O-2:4;
González, José Manueal	O-2:1	Oliveira, João	O-10:1; P-1:1; P-1:12; P-1:13; P-1:33; P-1:40
Gortázar, Javier	O-5:6	Oscoz, Javier	O-7:2; P-1:39
Granado, Carlos	O-4:1; O-8:6; P-1:38	Palau, Antonio	O-7:1
Jimenez, Luz Fernanda	O-8:6	Peñalver, José	P-1:4
Joaianin, Céline	O-4:2	Peñas, Francisco Jesus	O-5:2; P-1:35
Kail, Jochem	P-1:30	Perdices, Anabel	O-7:3
Katopodis, Christos	O-1:1; O-1:2	Perea, Silvia	O-6:4
Kegaz, Merve	P-1:2; O-8:4	Pérez, Luz	P-1:8
Korta, Maria	O-4:2	Persson, Gunnar	O-5:3; O-5:4
Lambert, Patrick	O-4:2	Pinheiro, António	PL-2:1
Lapesa, Sara	O-2:1; P-1:11	Pinheiro, Paulo	O-1:1; O-1:2
Leunda, Pedro M.	O-4:6; O-10:3	Pino, Andrea	O-7:2; P-1:39
Llopert, Xavier	O-9:2; O-9:4; O-9:5; P-1:16; P-1:37	Pipa, Alexandrina	O-2:3
Lobón, Javier	O-8:1	Pletterbauer, Florian	P-1:21
López, Rocío	O-9:3	Pou, Quim	O-8:2
López, Verònica	O-3:2; P-1:26; P-1:34		O-3:2; O-9:2; O-9:3; O-9:4; O-9:5; O-10:4; O-10:5; P-1:16; P-1:17; P-1:18; P-1:19; P-
Lucas, Paulo	P-1		

Prat, Narcís	O-6:1 1:28; P-1:37; 1:24; P-1:25; P-	Sánchez, Ramona Santos, José	O-4:1 O-1:1; O-1:2; O-
Puig, Jordi	O-2:3	Sanz, Nuria	7:2; P-1:9 P-1:27; P-1:29
Queral, Josep M	O-3:2; O-10:4; P- 1:26; P-1:34	Sanz, Francisco Javier	O-1:3; P-1
Queral, Núria	P-1:26	Sarriegi, Mikel	P-1:30
Quintana, Xavier	O-8:3; O-9:3; P- 1:20	Saura, Sandra	O-7:4
Quirós, Carolina	O-6:2	Schmutz, Stefan	O-8:2
Ramiro, Alejandro	P-1:33	Segurado, Pedro	O-7:2
Ramos, Nuria	O-1:3; P-1:7	Serezli, Ece	O-8:4; P-1:2
Ramos, Ana	P-1:9	Serrano, Emmanuel	O-5:2
Ramos, Santi	O-9:5	Servia, María J.	O-4:4
Ribeiro, Filipe	O-3:5; O-8:4; O- 10:3; P-1:2	Silva, Ana	O-1:2
Rieradevall, Maria	O-6:1	Solà, Carolina	O-7:4
Robalo, Joana	P-1:9; P-1:21	Sousa, Amalia	P-1:30
Rocaspana, Rafel	P-1:4	Sousa, Mónica	P-1:9
Rodón, Jordi	O-3:3	Teixeira, Amílcar	O-7:2
Rodríguez, María José	P-1:36	Tisseuil, Clément	O-8:2
Rodríguez, Amadora	O-4:1; O-8:6; P- 1:38	Tobes, Ibon	O-7:1
Rodríguez, Victoria	O-4:1; O-8:6; P- 1:38	Toro, Manuel	P-1:15
Rodríguez, Pablo	O-6:1	Torralva, Mar	O-6:3; O-10:1; P- 1:1; P-1:12
Rot Plà, Milena	O-9:5; O-9:2; O- 9:4; P-1:16; P- 1:37	Verdiell, David	O-6:3; O-10:1; P- 1:1; P-1:12
Rubio Rubio, Silvia	O-2:2; P-1:6; P- 1:22	Verkaik, Iraima	O-6:1
Ruiz, Rocío	O-5:2	Vezza, Paolo	P-1:5
RUIZ LEGAZPI, JORGE	P-1:7	Vidal, Oriol	P-1:27; P-1:29
Ruiz, Ana	O-6:3; O-10:1; P- 1:1; P-1:12	Vieira, Rufino	O-4:4
Saguar, Ignacio	P-1:8	Vila Gispert, Anna	O-6:5; O-10:2
Sala, Jordi	O-9:3	Vilizzi, Lorenzo	O-10:3
Sánchez, Ramona	O-8:6; P-1:38	Vinyoles, Dolors	O-6:2
Sánchez, Jorge Rubén	O-5:5; P-1:3; P- 1:10; P-1:15	Viuda, Elvira	P-1:35
Sánchez, Javier	O-4:4	Yavno, Stan	O-6:5
Sánchez, Sara	P-1:17	Zamora Hernández, Lluís	O-6:5; O-8:3; O- 9:3; O-10:2; P- 1:41;1:42

DIRECCIONES DE PARTICIPANTES

Sra. Aguirre Otaegi, Coro

EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL,

CAMINO DE ASTIGARRAGA 2 - PL. 4^a DCHA - OFICINA 8

20180 OIARTZUN, Spain

ekolur@ekolur.com

Dr. Alcaraz Hernández, Juan Diego

Universitat Politècnica de València, Institut d'Investigació per a la Gestió Integrada de Zones Costaneres (IGIC)

C/ San Isidro 9 At-F

03400 Villena, Spain

jdalcaraz@gmail.com

Sra. Allué Puyuelo, Rosario

Generalitat de Catalunya,

Diagonal, 523-525

08029 Barcelona, Spain

rosario.allue@gencat.cat

Dr. Almeida Real, David

School of Applied Sciences, Bournemouth University, Centre for Conservation Ecology and Environmental Science

Calle Filipinas 8, 2^oD

28907 Getafe, Spain

dalmeidareal@yahoo.es

Sr. Alonso de Santocildes Marañón, Gonzalo

Ecohydros SL,

Pol de Cros Ed 5 nave 8

39600 Maliaño, Spain

santocildes@ecohydros.com

Sra. Amat Trigo, Fátima

Universidad de Murcia, Departamento de Zoología y Antropología Física

Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo

30100 Murcia, Spain

fatima.amat@hotmail.es

Dr. Aparicio Manau, Enric

URS,

Creu 5, 2-4

08960 Sant Just Desvern, Spain

enric.aparicio@gmail.com

Dr. Araguas Solà, Rosa María

Universitat de Girona, Departament de Biología

C/ Maria Aurèlia Capmany, 69

17071 Girona, Spain

rosa.araguas@udg.edu

Sra. Aranburu Enetarriaga, Aizkorri

AZTI-Tecnalia, Marine Research Division

Txatxarramendi Ugartea z/g

48395 Sukarrieta, Spain

aaranburu@azti.es

Sr. Ardaiz Ganuza, José

Gobierno de Navarra, Desarrollo Rural, Industria, Empleo y

Medio Ambiente

SIBIC2012 – IV JORNADAS IBÉRICAS DE ICTIOLOGÍA

17 a 19 de julio | Universidad de Girona

ISBN 978-84-8458-440-7

C/ González Tablas 9 Dpto. de Desarrollo Rural, Industria, Empleo

y Medio Ambiente

31005 Pamplona, Spain

jardaizg@navarra.es

Dr. Arribas Lozano, Carmen

Universidad de Córdoba, Zoología

Grupo de Investigación Aphanus; Departamento Zoología;

Edificio Charles Darwin 3^a Planta; Campus Universitario de

Rabanales; Universidad de Córdoba

14071 Córdoba, Spain

ba2arloc@uco.es

Dr. Asturiano, Juan F

Universitat Politècnica de València, Instituto de Ciencia y

Tecnología Animal

Universitat Politècnica de Valencia. Instituto de Ciencia y

Tecnología Animal. Edificio 7G.

46022 Valencia, Spain

jfastu@dca.upv.es

Sr. Azpiroz Colmenero, Iker

EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL,

CAMINO DE ASTIGARRAGA 2 - PL 4^a DCHA - OFICINA 8

20180 OIARTZUN, Spain

iker@ekolur.com

Sr. Bañares Santín, Iñaki

Diputación Foral de Gipuzkoa, Servicio de Fauna y Flora Silvestre

Pz. Gipuzkoa s/n - 3^a planta

20004 Donostia - San Sebastián, Spain

ibanares@gipuzkoa.net

Sr. Baraut Parromán, Joan

Forestal Catalana S.A., Àrea de Gestió Ambiental

Carretera de Berga, nº 3

25282 Sant Llorenç de Morunys, Spain

joan.baraut@gencat.cat

Dr. Barquín Ortiz, José

Environmental Hydraulics Institute "IH Cantabria". Universidad de Cantabria,

C/ Isabel Torres Nº15 Parque Científico y Tecnológico de

Cantabria

39011 Santander, Spain

barquinj@unican.es

Dr. Benejam Vidal, Lluís

Universitat de Girona,

Av. Pirineus nº5

17600 Figueres, Spain

lluisbenejam@hotmail.com

Sr. Branco, Paulo

Technical University of Lisbon, CEF - Forest Research Centre

Pavilhão Florestal, Tapada da Ajuda

1349-017 Lisboa, Portugal

pjbranco@isa.utl.pt

Sr. Bravo Córdoba, Francisco Javier Universidad de Valladolid, Ingeniería Agrícola y Forestal C/Marcos Gutiérrez nº6 1º 34800 Aguilar de Campoo, Spain francisco.bravo@iaf.uva.es	Universitat de Girona, Departament de Biología, Laboratori d'Ictiologia Genètica C/Maria Aurelia de Capmany, 69 Facultat de Ciències 17071 Girona, Spain david.diez@udg.edu
Sr. Caballero Javierre, Pablo Xunta de Galicia, Servizo de Conservación da Natureza de Pontevedra Fernadez Ladreda 43,2º 36071 Pontevedra, Spain pablo.caballero.javierre@xunta.es	Dr. Encina Encina, Lourdes Universidad de Sevilla, Biología Vegetal y Ecología Reina Mercedes s/n 41012 Sevilla, Spain lencina@us.es
Sra. Canal Rubio, Mª del Pilar Consultora de Recursos Naturales, Castillo de Quejana nº 11 Oficina 20 Av. Altos Hornos de Vizcaya nº 30 1ºB 01007 Vitoria, Spain pcanal@crnaturales.com	Sr. Feo Quer, Carles Consorci de l'Estany, Plaça dels estudis, 2 17820 Banyoles, Spain cfeo@consorcidelestany.org
Sr. Carmona Catot, Gerard Institut d'Ecología Aquática, Institut d'Ecología Aquática 17071 Girona, Spain carmona.catot@gmail.com	Sr. Fernández de la Rosa, Juan Luis Universidad de Córdoba, Departamento de Zoología José Gorostiza Nº 41 29190 Málaga, Spain jlfdelarosa@gmail.com
Dr. Carol Bruguera, Joaquim Consultor Ambiental Independent, c/Peña Bisbalencia, 35 17100 La Bisbal d'Empordà, Spain quimcarol@gmail.com	Prof. Fernández Delgado, Carlos Universidad de Córdoba, Zoología Departamento de Zoología; Edificio Charles Darwin 3ª pta. Facultad de Ciencias; Campus Universitario de Rabanales 14071 Córdoba, Spain carlos.fdelgado@uco.es
Dr. Casals Martí, Frederic Universitat de Lleida, Producció Animal Av. Rovira Roure, 191 25198 Lleida, Spain fcasals@prodan.udl.cat	Dr. Filipe, Ana Filipa University of Barcelona, Department of Ecology Diagonal 643 5th Floor 08028 Barcelona, Spain affilipe@gmail.com
Dr. Clavero Pineda, Miguel Estación Biológica de Doñana - CSIC, Americo Vespucio s/n 41092 Sevilla, Spain miguelito.clavero@gmail.com	Sra. Franch Ventura, Nati Parc Natural del Delta de l'Ebre, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural Av. Catalunya, 46 43580 Deltebre, Spain nfranchv@gencat.cat
Sr. Cruset Tonietti, Eloi Sorelló, estudis al medi aquàtic, Plaça de Sant Pere, nº 15, baixos 17007 Girona, Spain ecrusto@hotmail.com	Dr. Garcia Marin, Jose Luis Universitat de Girona, Biología laboratori d'Ictiologia Genètica, Dpt Biología-FC Universitat de Girona 17071 Girona, Spain joseluis.garcia@udg.edu
Sr. De la Calle Mas, Pablo TRAGSATEC, Gerencia de Planificación y Gestión Hídrica CALLE ANDALUCÍA Nº1-1º 30565 LAS TORRES DE COTILLAS, Spain pdelaca1@tragsa.es	Dr. García-Berthou, Emili Universitat de Girona, Institut d'Ecología Aquática Campus de Montilivi 17071 Girona, Spain emili.garcia@udg.edu
Sr. De Miguel Rubio, Ramón José Universidad de Córdoba, Zoológia Campus de Rabanales, Edificio Charles Darwin, planta 3 14071 Córdoba, Spain rjdemiguelrubio@gmail.com	Sr. Gaspar Martín, Sergio EKOLUR ASESORÍA AMBIENTAL, SLL, CAMINO DE ASTIGARRAGA 2 - PL 4º DCHA - OF 8 20180 OIARTZUN, Spain sergio@ekolur.com
Sr. Díez del Molino, David	

Sra. Ginés Llorens, Ester
SODEMASA - GOBIERNO DE ARAGÓN, CAZA, PESCA Y MEDIO ACUÁTICO
Plaza de San Pedro Nolasco, 7
50071 Zaragoza, Spain
egines@aragon.es

Sr. Gómez, Jesus
DAAM, DGPAM
Av. Ràpita , 77
43870 Amposta, Spain
jesus.gomez@gencat.cat

Sr. Gómez Caruana, Francisco Julián
Centre D'Aqüicultura Experimental de València., Documentación
Centre D'Aqüicultura Experimental C/. Visitación, 39-12^a.
46009-Vale Valencia, Spain
f.caruana@hotmail.com

Sr. Gortázar Rubial, Javier
Ecohídralica, S.L.,
C/ Rodríguez San Pedro 13, 4º 7 4ºA
28015 Madrid, Spain
jgortazar@ecohidraulica.com

Dr. Granado Lorencio, Carlos
Universidad de sevilla, Biología Vegetal y Ecología
Ramon y Cajal 28
41005 Sevilla, Spain
granado@us.es

Sra. Jimenez Saldaña, Laia
Laia Jimenez Saldaña,
C/Raval baix, 34
08516 Olost, Spain
laajimenez@hotmail.com

Dr. Lapesa Lázaro, Sara
SODEMASA. GOBIERNO DE ARAGÓN, ESPECIES Y HÁBITATS
Centro Empresarial Galileo. C/Enebros 74, local 1, planta baja
44002 TERUEL, Spain
slapesa@sodemasa.com

Dr. Leunda Urretabizkaia, Pedro M.
Gestión Ambiental de Navarra SA,
c/ Padre Adoain 219 Bajo
31015 Pamplona, Navarra, Spain
pmlu@ono.com

Sr. Llopard Sánchez, Xavier
Sorelló, estudis al medi aquàtic,
Plaça de Sant Pere, nº15, bajos
17007 Girona, Spain
xavier.llopard@sorello.net

Dr. Lobón-Cerviá, Javier
MNCN-CSIC,
C/ José Gutierrez Abascal, 2
28006 MADRID, Spain
mcnl178@mncn.csic.es

Sra. López Robles, Verónica
Parque Natural del Delta del Ebro, Departament d'Agricultura,
Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural
c/ GRAN CANARIAS 20
43580 DELTEBRE, Spain
veroniketal@yahoo.es

Dr. Magellan, Kit
Universitat de Girona, Institut d'Ecologia Aquatica
Institut d'Ecología Acuática Universitat de Girona
E-17071 Girona, Spain
kit.magellan@udg.edu

Sra. Marsol Farrero, Rosa
Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i
Medi Natural, Direcció General del Medi Natural i Biodiversitat
C/ Suix, nº 10 2º 1º
25520 El Pont de Suert, Spain
rmarsol@gencat.cat

Sra. Mayo Hernández, Elvira
UNIVERSIDAD DE MURCIA,
Departamento de Sanidad Animal.
30100 Murcia, Spain
viruk@hotmail.com

Sr. Mendiola Gómez, Iñigo
DFG,
Plaza de Gipuzkoa s/n
20004 Donostia, Spain
imendiola@gipuzkoa.net

Dr. Miranda Ferreiro, Rafael
Universidad de Navarra, Zoología y Ecología
Universidad de Navarra, Facultad de Ciencias, Dpto. Zoología y
Ecología Irurzun
31008 Pamplona, Spain
rmiranda@unav.es

Sr. Mor Roy, Jordi René
Universitat de Girona,
C/Guifré, 1
17220 Sant Feliu de Guíxols, Spain
jrene.mor@gmail.com

Dr. Morcillo Alonso, Felipe
Centro de Estudios Hidrográficos,
Paseo bajo de la Virgen del Puerto 3
28005 Madrid, Spain
fmorcillo@yahoo.es

Prof. Moreno Amich, Ramon
Universitat de Girona, Institut d'Ecologia Aquàtica
Facultat de Ciències Campus de Montilivi
17001 Girona, Spain
ramon.moreno@udg.edu

Sra. Moreno Valcárcel, Raquel
UNIVERSIDAD DE CÓRDOBA, DEPARTAMENTO DE ZOOLOGÍA
EDIFICIO CHARLES DARWIN, 3^a PLANTA. CAMPUS
UNIVERSITARIO DE RABANALES.
14002 CÓRDOBA, Spain
raquel.moreno@uco.es

Sr. Naspleda Feixas, Joan Universitat de Girona, Institut d'Ecologia Aquàtica Campus de Montilivi s/n 17071 Girona, Spain naspleda@gmail.com	Sra. Pino Del Carpio, Andrea Universidad de Navarra, Zoología y Ecología C/ San Juan de Dios 5 bajo D 31016 Pamplona, Spain apino@alumni.unav.es
Sr. Nebot Sanz, Borja Consejería de Medio Ambiente, Gestión del Medio Natural C/ Marques de la Ensenada, nº 1 18071 Granada, Spain borja.nebot@juntadeandalucia.es	Dr. Pou i Rovira, Quim Consorci de l'Estany, Plaça dels Estudis, 2 17820 Banyoles, Spain qpou@consorciodelestany.org
Dr. Oliva Paterna, Francisco José Universidad de Murcia, Zoología y Antropología Física Camino de Los Beltranes 30560 Alguazas, Spain fjoliva@um.es	Sr. Queral Casanova, Josep Maria Parque Natural Delta del Ebro, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural C/ GRAN CANARIAS 20C 43580 DELTEBRE, Spain jquerual@gencat.cat
Dr. Oliveira, João Manuel CITAB - Centro de Investigação e de Tecnologias Agro-Ambientais e Biológicas, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados 5001-801 Vila Real, Portugal jmoliveira@utad.pt	Dr. Quintana Pou, Xavier Universitat de Girona, Càtedra d'Ecosistemes Litorals Mediterranis Facultat de Ciències. Campus Montilivi 17071 Girona, Spain xavier.quintana@udg.edu
Sr. Ordeix i rigo, Marc Centre d'Estudis dels Rius Mediterranis - Museu del Ter, Coordinador Passeig del Ter, 2 08560 Manlleu, Spain marc.ordeix@mitmanlleu.org	Prof. Quintano Sanromà, Jordi Jordi Quintano Sanromà, Ap. correus 179 43540 St. Carles Ràpita, Spain jquinta1@xtec.cat
Sr. Palmeiro, Alejandro Nautilus Oceanica S.L., c/ Fundadores 10, 3G 28028 Madrid, Spain apalmeiro@nautilusoceanica.com	Sra. Quirós, Carolina Universidad de Barcelona, Biología animal C/Valencia 377, 1ro 1ra Izquierda 08013 Barcelona, Spain kroquiros@gmail.com
Dr. Perdices, Anabel Museo Nacional de Ciencias Naturales, Biodiversidad y Biología Evolutiva C/ José Gutiérrez Abascal, 2 28006 Madrid, Spain aperdices@mncn.csic.es	Sr. Ramiro Barrantes, Alejandro Universidad de Córdoba, Zoología Paseo de la Ribera 3, 1º5 14002 Córdoba, Spain alexramiro3@gmail.com
Dr. Pérez, Luz Universitat Politècnica de València, Instituto de Ciencia y Tecnología Animal Universitat Politècnica de València. Instituto de Ciencia y Tecnología Animal (Edificio 7G) 46022 Valencia, Spain mlpereig@dca.upv.es	Sr. Ribeiro, Filipe Centro de Oceanografia / Museu Nacional de Historia Natural e da Ciencia, Centro de Oceanografia, Faculdade de Ciencias da Universidade de Lisboa Campo Grande 1749-016 Lisbon, Portugal (LIS), Portugal fmvribeiro@gmail.com
Dr. Persson, Gunnar VESO , National Centre for Veterinary Contract Research and Commercial Services LTD Oslo, Norway interagro@interagro.se	Sr. Rocaspana, Rafel GESNA Estudis Ambientals, SL c/ Prat de la Riba, 51, 2 25240 Linyola, Spain rafel@gesna.net

Sra. Rodríguez Sánchez, Mª Victoria
Universidad de Sevilla, Biología vegetal y ecología
Calle Antonio Machín n41
41009 sevilla, Spain
vrodriguez@us.es

Sr. Rodríguez-Lozano, Pablo
Universidad de Barcelona, Departamento de Ecología
Avda Diagonal, 643, 5º
08028 Barcelona, Spain
pablorodriguezlozano@ub.edu

Sr. Ruiz Legazpi, Jorge R.
UNIVERSIDAD DE VALLADOLID, U.D. HIDRÁULICA E HIDROLOGÍA
Avenida Madrid nº 44, Campus la Yutera URB. Tres Aguas Nº 9
Husillos (Palencia) 34419
34002 PALENCIA, Spain
jorgeruizlegazpi.uva@gmail.com

Dr. Ruiz Navarro, Ana
Universidad de Murcia, Departamento de Zoología y
Antropología Física
Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de
Biología, Universidad de Murcia, Campus de Espinardo
30100 Murcia, Spain
anaruiz@um.es

Sr. Saguar Moncalvillo, Ignacio
Museo Nacional de Ciencias Naturales - CSIC, Biología Evolutiva
C/ Fontana, 8, 2º B
28944 Madrid, Spain
saguar@mncn.csic.es

Sr. Sánchez González, Jorge R.
Centro Estudios Hidrográficos-CEDEX, Área de Medio Ambiente
Hídrico
Paseo Bajo Virgen del Puerto, 3
28005 Madrid, Spain
jorge.r.sanchez.gonzalez@gmail.com

Dr. Sánchez Hernández, Javier
Universidad de Santiago de Compostela, Zoología e Antropología
Física
Facultad de Biología, Departamento de zoología e antropología
Física. Campus Sur s/n.
15782 Santiago de Compostela, Spain
javier.sanchez@usc.es

Dr. Santos, José María
Instituto Superior de Agronomía,
Instituto Superior de Agronomía, Pavilhão Florestal, Tapada da
Ajuda
1349-017 Lisboa, Portugal
jmsantos@isa.utl.pt

Dr. Sanz Ball-llosera, Nuria
Universitat de Girona, Biología
Facultat de Ciències. UdG. Campus Montilivi sn Pl. Catalunya, 5.
17460 Celrà (Girona)
17071 GIRONA, Spain
nuria.sanz@udg.edu

Sr. Tobes Sesma, Ibon
Universidad de Navarra, Zoología y Ecología
Irunlarrea 1
31008 Pamplona, Spain
itobes@alumni.unav.es

Dr. Torralva Forero, Mar
Universidad de Murcia, Zoología y Antropología Física
Juan de la Cierva, 7, Bajo
30160 Monteagudo, Spain
torralva@um.es

Dr. Verdiell Cubedo, David
Universidad de Murcia, Zoología y Antropología Física
Departamento de Zoología y Antropología Física
30100 murcia, Spain
verdiell@um.es

Dr. Vila Gispert, Anna
Universidad de Girona, Institut d'Ecologia Aquàtica
Avenida Montilivi
17071 Girona, Spain
anna.vila@udg.edu

Dr. Vinyoles Cartanyà, Mª Dolors
Universidad de Barcelona, Biología Animal
Avda. Diagonal 643
08028 Barcelona, Spain
d.vinyoles@ub.edu

Dr. Zamora Hernández, Lluís
Universidad de Girona,
Facultat de Ciències Campus de Montilivi s/n
17071 Girona, Spain
lluis.zamora@udg.edu
Dr. Vinyoles Cartanyà, Mª Dolors
Universidad de Barcelona Biología Animal
Avda. Diagonal 643 08028 Barcelona, Spain
d.vinyoles@ub.edu

Dr. Zamora Hernández, Lluís
Universidad de Girona
Facultat de Ciències Campus de Montilivi s/n 17071 Girona,
Spain
lluis.zamora@udg.edu