

A INFLUÊNCIA DA ALBUFEIRA DE ALQUEVA NAS COMUNIDADES DE AVES ASSOCIADAS ÀS GALERIAS RIPÍCOLAS DE RIOS TEMPORÁRIOS

Pedro Grilo

Resumo

O enchimento da barragem de Alqueva, provocou alterações significativas em diversos habitats incluindo as galerias ripícolas dos principais afluentes do rio Guadiana. Neste estudo avaliámos (1) os impactos do enchimento da albufeira nas comunidades de aves no rio Degebe e (2) a importância das cabeceiras das linhas de água como potencial reservatório da comunidade de aves em troços a montante da albufeira anterior à barragem de Alqueva. Para o efeito foram realizados censos (n=29, método pontual) em 2012 ao longo do rio, dos quais 16 pontos correspondem a um troço amostrado antes do enchimento da barragem que ocorreu em 2002. Este último troço apresentou uma maior semelhança nas comunidades de aves entre períodos pré e pós enchimento, do que com o troço sem influência direta da barragem. Foi detetada uma elevada riqueza específica nas cabeceiras da linha de água o que sugere a sua importância para as comunidades de aves, refletindo assim a necessidade da implementação de medidas de conservação nestes locais.

Palavras-chave: biodiversidade; rio Degebe; comunidades de aves; barragens; bioindicadores; Alqueva

THE INFLUENCE OF ALQUEVA DAM IN BIRD COMMUNITIES ASSOCIATED TO RIPARIAN GALLERIES OF TEMPORARY RIVERS

Pedro Grilo

Abstract

The filling of the Alqueva dam caused significant changes in several habitats including riparian corridors of the main tributaries of the river Guadiana. In this study we evaluated (1) the impacts of the filling of the dam on the bird communities of the river Degebe and (2) the importance of the headwaters of streams as potential reservoir of previous riparian bird communities. Point count census have been conducted (n= 29) in 2012 along the Degebe, 16 of which were sampled before the closure of the dam gates (2002). The samples of the section studied before and after filling were more similar to each other than to the stretch without the direct influence of the dam. A high species richness was detected in the headwaters of the water line suggesting its importance for bird communities and reflecting the need to implement conservation measures on these sites.

Keywords: biodiversity; river Degebe; bird communities; dams; bioindicators; Alqueva

1 Introdução

Os habitats de água doce representam apenas 0,01% de toda a água do planeta, correspondendo a somente 8% da sua superfície total. No entanto, albergam 25% de todos os vertebrados, 40% de todos os peixes (Balian et al. 2008a) e 8,3% de todas as aves (McAllister et al. 2001). À escala mundial, este desequilíbrio entre superfície e multiplicidade de espécies pode ser denominado de "paradoxo da biodiversidade de água doce" (Martens 2010). Apesar da elevada riqueza de espécies, os habitats de águas doces incluindo rios, pântanos, lagos e as suas planícies de inundação (Doll et al. 2009), encontram-se entre os mais ameaçados, destacando-se entre os principais fatores de ameaça à sua biodiversidade a sobrexploração e a destruição ou degradação de habitats por ação humana (Dudgeon et al. 2006).

Nas últimas quatro décadas foram construídas mais de 40.000 grandes barragens (altura > 15m) à escala mundial (Dubash et al. 2003). Avakyan e Iakovleva (1998) estimaram a existência de 60.000 reservatórios em todo o mundo cuja capacidade total excede 6.500 km³. Segundo a *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), em 2001 a área coberta pelos reservatórios resultante da construção de barragens representava 500.000 km², equivalente à superfície ocupada pela Espanha (Atlas do Mundo 2002). As barragens são estruturas complexas que contribuem para o desenvolvimento dos países (Dubash et al. 2003) através do fornecimento de água para consumo humano e irrigação agrícola, da produção de energia e da promoção de atividades recreativas (Pereira 2008). Todavia, a implementação destas infraestruturas e o consequente alagamento de terras pode ter implicações profundas a nível social e ecológico. Dubash et al. (2003) estimaram que tenham sido deslocadas 40 a 80 milhões de pessoas, sendo um dos casos mais mediáticos a deslocação de mais de um milhão de pessoas durante a construção da barragem das Três Gargantas na China em 2006 (Lin 2011). Outra consequência resulta da pressão exercida sobre os habitats ribeirinhos, estando a maioria dos rios a nível mundial, afetados por barragens e canais (Dynesius e Nilsson 1994; McAllister et al. 2001; Dubash et al. 2003). Num estudo realizado a nível mundial em 292 grandes sistemas fluviais, Nilsson et al. (2005) detetaram que em 59% foram construídas barragens. De facto, os impactos da construção de barragens e subsequentes captações de água nos ecossistemas fluviais e associados, como zonas ripícolas e planícies de inundação (Doll et al. 2009, Morán-Tejeda et al. 2012), são profundos, complexos, multivariados e, muitas vezes, negativos (Berkamp et al. 2000,

Poff et al. 2007). Estes impactos contribuem para ameaçar a biodiversidade global (Kingsford e Thomas 2004, Nilsson et al. 2005, Poff et al. 2007, Doll et al. 2009) devido à fragmentação e destruição de habitats (Begon et al. 2006). Contudo, em regiões áridas, as barragens podem ter um impacto positivo ao proporcionarem habitat para o surgimento de novas espécies e aumento das populações de aves aquáticas (McAllister et al. 2001).

Existem vários estudos que demonstram como as barragens e subsequentes captações de água afetam o caudal dos rios, incluindo as propriedades físicas (sedimentos) e químicas (nutrientes) da água, as condições ecológicas das linhas de água e áreas inundadas (e.g. Kondolf 1997, Nilsson et al. 2005, Doll et al. 2009, Morán-Tejeda et al. 2012). No entanto, são em menor número os estudos que incidem sobre a componente biótica dos ecossistemas (Doll et al. 2009). As zonas ripícolas são sistemas ecológicos complexos, fundamentais para a manutenção da dinâmica das paisagens ribeirinhas (Naiman e Decamps 1997) e, em regiões áridas, representam o único habitat disponível para muitas espécies animais (Hunter et al. 1987, Kondolf et al. 1996, Naiman e Decamps 1997, Patten 1998) incluindo invertebrados (Patten 1998), anfíbios e aves (Sanders 1998, Sullivan et al. 2007).

As aves constituem um grupo genericamente ubíquo ocupando uma ampla variedade de habitats em abundâncias moderadas, sendo relativamente fáceis de detetar, identificar e recensear (Gregory et al. 2005). Estas características potenciam que algumas espécies (ou grupos de espécies) possam ser bons bioindicadores na avaliação do estado dos ecossistemas ripícolas em rios mediterrâneos (Godinho et al. 2010), ao responderem de forma rápida a alterações ambientais (Gregory et al. 2005, Spence 2006, Godinho et al. 2010). Os corredores ripícolas, constituídos por faixas estreitas de vegetação estruturalmente complexa, promovem a ocorrência de diversos nichos ecológicos para as aves, podendo adicionalmente desempenhar um papel importante como corredores ecológicos, em especial durante a época de migração (Sullivan et al 2007, Gillies e St. Clair 2008, Catry et al. 2010, Larsen et al 2010).

Este estudo pretende avaliar (1) a influência da construção de uma barragem na comunidade de aves associada às galerias ripícolas e (2) se as cabeceiras das linhas de água sobre influência direta da albufeira podem constituir um reservatório da comunidade de aves associadas às galerias ripícolas pré-existentes.

2 Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

A área de estudo (figura 1) estende-se ao longo de 45 km no rio Degebe (38°29'N-7°41'W e 38°13'N-7°30'W), um dos principais afluentes do rio Guadiana, situado na área inundada da albufeira de Alqueva. Esta albufeira localizada no sudeste de Portugal é o maior lago artificial da Europa com uma área inundada de c. 250 km² na sua capacidade máxima. O clima é tipicamente Mediterrânico com uma pluviosidade média anual de 400-600mm. A temperatura média varia entre os 9°C em janeiro e os 24°C em julho, com uma média anual de 16°C (Instituto do Ambiente 1999).

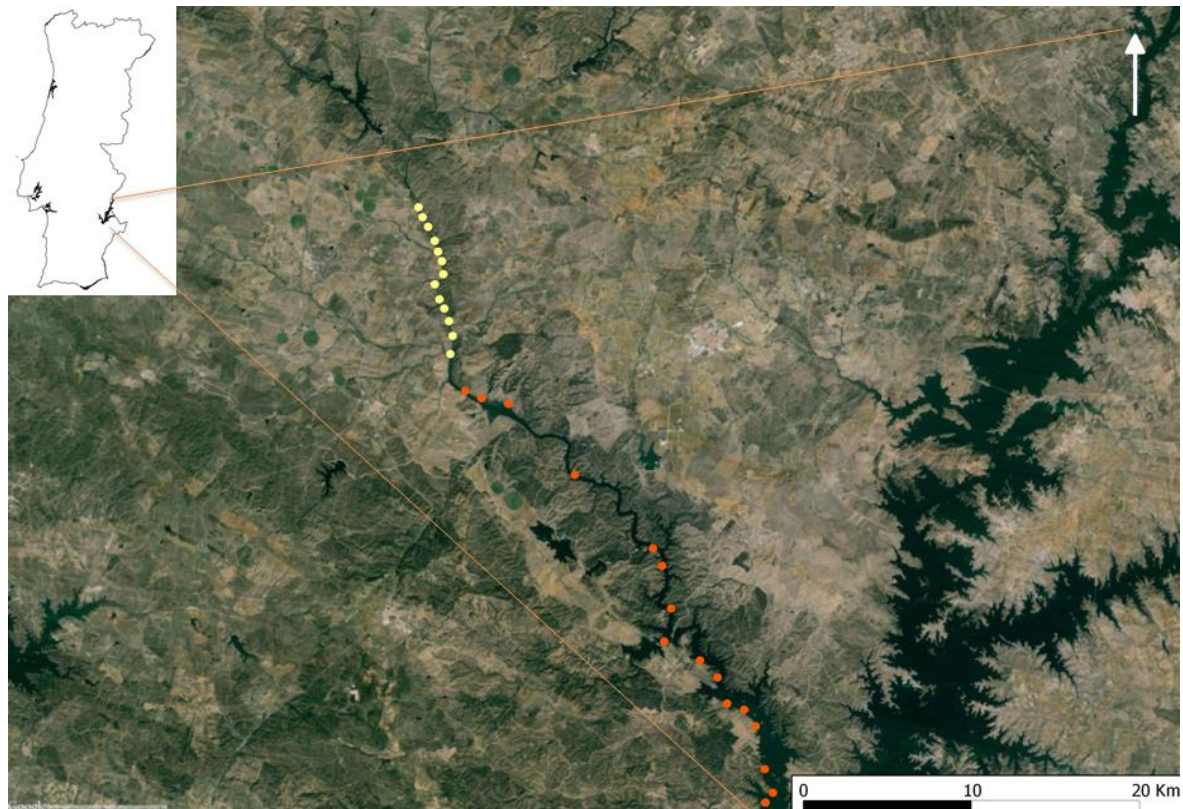


Figura 1 Localização da área de estudo (barragem de Alqueva) e dos locais de amostragem (rio Degebe) (fonte: Google Earth, 2012). A amarelo (n=13) os locais de amostragem na área não diretamente influenciada pela barragem (GR). A vermelho (n=16) os locais de amostragem na área de influência da barragem.

Nas áreas adjacentes à albufeira, os montados de sobro (*Quercus suber*) e de azinho (*Quercus rotundifolia*) constituem a principal ocupação do solo complementada com áreas de pastagem, olival (*Olea europaea*) e esteval (*Cistus ladanifer*). No troço do rio que estudámos, a vegetação ripícola, quando presente, é dominada no estrato arbóreo

por freixos (*Fraxinus angustifolia*), salgueiros (*Salix atrocinerea* e *Salix salviifolia*) e choupos (*Populus nigra*). A vegetação arbustiva é dominada por loendros (*Nerium oleander*), silvas (*Rubus ulmifolius*) e tamargueiras (*Tamarix africana*).

2.2 Locais de amostragem e censos de aves

De acordo com os objetivos do estudo, foram selecionados 29 pontos de amostragem ao longo do rio Degebe, de montante para jusante, com 500m de distância mínima entre locais. Os primeiros 13 pontos correspondem ao troço do rio com galeria ripícola (**GR**) que não sofreu influência direta com o enchimento da barragem (fevereiro 2002). Os restantes 16 pontos correspondem ao troço do rio situado na área alagada pela barragem (**B1**) coincidentes com os locais amostrados nas épocas de reprodução de 2000 e 2001 no período de pré enchimento (**B0**) (Godinho et al., 2010). Neste caso, o censo foi realizado o mais próximo possível dos locais amostrados antes do enchimento, uma vez que os mesmos se encontram submersos. A distância variou entre 79m e 480m, com um valor médio de 201m.

As amostragens decorreram na época de reprodução de 2012, durante a primeira quinzena de maio através da aplicação de pontos-de-escuta (e.g. Blondel et al. 1981) com a duração de 10 min/cada e limite de distância de censo (3 bandas: 0-25m; 25-50m; 50-100m). Em cada local foi recolhida informação sobre a cobertura da vegetação e a espécie dominante por estrato vertical (tabela A1 em apêndice).

Foram registados todos os contatos com aves (auditivos e visuais) e as espécies alocadas à respetiva banda de censo. As observações foram realizadas durante o período da manhã entre as 7:00 e as 11:00 em condições meteorológicas favoráveis (pouco vento, boa visibilidade e ausência de chuva).

As espécies foram agrupadas em 5 categorias ecológicas de habitat (aquática/ripícola, agrícola, florestal, matos e indiferenciado) (tabela 1) de acordo com Equipa Atlas (2008). As espécies *Hippolais polyglotta*, *Serinus serinus* e *Carduelis chloris* foram recolocadas na categoria aquática/ripícola com base no uso funcional que fazem de galerias ripícolas bem estruturadas no sul de Portugal (e.g. Godinho et al. 2010; Pereira et al. 2013).

Foram excluídas das análises espécies cuja utilização do espaço é mais ampla do que a área de censo, não sendo possível alocá-las espacialmente aos locais de amostragem. Excluíram-se assim as aves de rapina (e.g. milhafre-preto *Milvus migrans*),

as insectívoras aéreas (e.g. andorinhão-preto *Apus apus* e andorinha-das-chaminés *Hirundo rustica*), espécies detetadas fora da banda dos 100m (e.g. sisão *Tetrax tetrax*). As espécies retiradas estão listadas em apêndice (tabela A2 em apêndice). A taxonomia e o nome comum das aves, segue em linhas gerais as recomendações da *Associação Europeia de Comitês de Registos e Raridades* (AERC) datadas de 2003 (e.g. Costa et al. 2011).

Tabela 1 Lista de espécies detetadas durante o trabalho de campo e consideradas para análise. São apresentados os nomes comuns e científicos (por ordem taxonómica), código, número total de pontos onde a espécie foi detetada (N) e número total de pontos por troço (GR - galeria, barragem depois – B1, ou antes do enchimento – B0) onde a espécie foi detetada e a categoria de habitat: aquática e ripícola (Aqu/Rip), agrícola (Agr), florestal (Flo), matos (Mat) e indiferenciado (Ind).

Espécie		Código	N	GR	B1	B0	
Nome comum	Nome científico						Habitat
Pato-real	<i>Anas platyrhynchos</i>	Anapla	8	2	6	-	Aqu/Rip
Frisada	<i>Anas strepera</i>	Anastr	4	2	2	-	Aqu/Rip
Pato-colhereiro	<i>Anas clypeata</i>	Anacly	2	1	1	-	Aqu/Rip
Mergulhão-pequeno	<i>Tachybaptus ruficollis</i> *	Tacruf	2	2	-	-	Aqu/Rip
Corvo-marinho-comum	<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phacar	6	2	4	-	Aqu/Rip
Garçote	<i>Ixobrychus minutus</i>	Ixomin	1	1	-	-	Aqu/Rip
Garça-branca-pequena	<i>Egretta garzetta</i>	Egrgar	8	7	1	-	Aqu/Rip
Garça-real	<i>Ardea cinerea</i>	Ardcin	9	5	3	2	Aqu/Rip
Cegonha	<i>Ciconia ciconia</i>	Ciccic	11	5	4	2	Agr
Colhereiro	<i>Platalea leucorodia</i>	Plaleu	2	2	-	-	Aqu/Rip
Galinha-d'água	<i>Gallinula chloropus</i> *	Galchl	2	2	-	1	Aqu/Rip
Borrelho-pequeno-de-coleira	<i>Charadrius dubius</i>	Chadub	12	1	2	10	Aqu/Rip
Tagaz	<i>Gelochelidon nilotica</i>	Gelnil	5	-	3	2	Aqu/Rip
Rola-turca	<i>Streptopelia decaocto</i>	Strdec	15	11	4	-	Ind
Guarda-rios	<i>Alcedo atthis</i> *	Alcatt	8	2	-	6	Aqu/Rip
Poupa	<i>Upupa epops</i>	Upuepo	15	4	9	2	Agr
Abelharuco	<i>Merops apiaster</i>	Merapi	21	9	6	12	Ind
Pica-pau-malhado	<i>Dendrocopos major</i>	Denmaj	2	2	-	-	Flo
Cotovia-de-poupa	<i>Galerida cristata</i> *	Galcri	12	4	8	-	Agr
Cotovia-escura	<i>Galerida theklae</i> *	Galthe	11	5	4	3	Agr
Cotovia-dos-bosques	<i>Lullula arborea</i> *	Lularb	2	-	2	-	Flo
Alvéola-branca	<i>Motacilla alba</i> *	Motalb	12	4	1	7	Ind
Carriça	<i>Troglodytes troglodytes</i> *	Trotro	7	3	-	4	Aqu/Rip
Solitário	<i>Cercotrichas galactotes</i> *	Cergal	5	-	-	5	Aqu/Rip
Rouxinol-comum	<i>Luscinia megarhynchos</i> *	Lusmeg	16	8	-	8	Aqu/Rip
Cartaxo-comum	<i>Saxicola torquatus</i> *	Saxtor	16	5	6	9	Mat
Melro	<i>Turdus merula</i> *	Turner	24	10	13	12	Ind
Rouxinol-bravo	<i>Cettia cetti</i> *	Cetcet	14	13	1	1	Aqu/Rip
Fuinha-dos-juncos	<i>Cisticola juncidis</i> *	Cisjun	11	6	5	-	Agr
Rouxinol-grande-dos-caniços	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> *	Acraru	6	6	-	-	Aqu/Rip
Felosa-poliglota	<i>Hippolais polyglotta</i> *	Hippol	11	4	2	6	Aqu/Rip
Toutinegra-do-mato	<i>Sylvia undata</i> *	Sylund	3	-	3	-	Mat

* Espécies seleccionadas para análise (1) passeriformes e (2) espécies aquáticas/ripícolas com dependência direta da existência de galeria ripícola.
(continua)

(continuação)

Espécie		Código	N	GR	B1	B0	Habitat
Nome comum	Nome científico						
Toutinegra-de-cabeça-preta	<i>Sylvia melanocephala</i> *	Sylmel	18	13	5	6	Mat
Toutinegra-de-barrete	<i>Sylvia atricapilla</i> *	Sylatr	4	-	-	4	Aqu/Rip
Felosa-ibérica	<i>Phylloscopus ibericus</i> *	Phyibe	4	3	1	-	Aqu/Rip
Chapim-rabilongo	<i>Aegithalos caudatus</i> *	Aegcau	4	2	-	2	Flo
Chapim-azul	<i>Parus caeruleus</i> *	Parcae	21	10	6	6	Flo
Chapim-real	<i>Parus major</i> *	Parmaj	23	12	10	2	Flo
Picanço-barreteiro	<i>Lanius senator</i> *	Lansen	1	-	-	1	Flo
Trepadeira-comum	<i>Certhia brachydactyla</i> *	Cerbra	1	1	-	-	Flo
Papa-figos	<i>Oriolus oriolus</i> *	Oriori	3	1	2	-	Flo
Charneco	<i>Cyanopica cooki</i> *	Cyacoo	8	-	6	3	Flo
Pega	<i>Pica pica</i> *	Picpic	9	3	6	-	Agr
Estorninho-preto	<i>Sturnus unicolor</i> *	Stuuni	7	3	4	-	Ind
Pardal-comum	<i>Passer domesticus</i> *	Pasdom	16	4	12	2	Ind
Pardal-espanhol	<i>Passer hispaniolensis</i> *	Pashis	1	-	1	-	Agr
Pardal-montês	<i>Passer montanus</i> *	Pasmon	2	-	-	2	Agr
Pardal-francês	<i>Petronia petronia</i> *	Petpet	4	-	1	3	Flo
Bico-de-lacre	<i>Estrilda astrild</i>	Estat	2	1	-	1	Aqu/Rip
Tentilhão-comum	<i>Fringilla coelebs</i> *	Fricoe	19	6	13	3	Flo
Chamariz	<i>Serinus serinus</i> *	Serser	21	11	4	8	Aqu/Rip
Verdilhão	<i>Carduelis chloris</i> *	Carchl	14	5	6	5	Aqu/Rip
Pintassilgo	<i>Carduelis carduelis</i> *	Carcar	13	2	4	10	Agr
Pintaroxo	<i>Carduelis cannabina</i> *	Carcan	8	1	2	5	Mat
Escrevedeira-de-garganta-preta	<i>Emberiza cirius</i> *	Embcir	1	-	1	-	Agr
Trigueirão	<i>Emberiza calandra</i> *	Embcac	29	13	16	6	Agr

* Espécies selecionadas para análise (1) passeriformes e (2) espécies aquáticas/ripícolas com dependência direta da existência de galeria ripícola.

2.3 Variáveis explicativas e análise de dados

Para cada ponto de amostragem, determinámos a riqueza específica (figura 2), bem como as seguintes variáveis ambientais registadas em apêndice (tabela A1): largura do leito (m), largura da galeria ripícola (m) (margem direita e esquerda ou contínua), percentagem do coberto vegetal num raio de 100m no sentido longitudinal e a espécie dominante no local. Os dados ambientais do nosso estudo foram recolhidos com recurso às imagens disponíveis no Google Earth (consultado em 23 de março de 2013) e para os referentes a B0 foram utilizados ortofotomapas (1994). Pretendemos desta forma verificar a ocorrência de alterações na largura do leito do rio e nos usos do solo, quer ao nível da extensão quer da distribuição do coberto vegetal (tabela 2).

Para comparar a composição da comunidade de aves foi calculada uma matriz de semelhança entre GR, B1 e B0 para o total de espécies analisadas comparando a abundância de cada espécie (tabela A3 em apêndice) com base no número de contatos por ponto de amostragem. A abundância é expressa pelo índice pontual de abundância

(IPA) que corresponde ao quociente entre o número total de contatos e o número de pontos amostrados (Blondel, 1970).

Tabela 2 Média e desvio padrão para a largura do leito (m), largura da galeria ripícola (m) e percentagem do coberto vegetal para GR (n=13), B1 (n=16) e B0 (n=16). O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento.

Variáveis	GR	B1	B0
Largura do leito (m)	29 ± 25	473 ± 270	33 ± 16
Largura da galeria (m)	43 ± 58	0	12 ± 12
% Coberto vegetal	67 ± 30	17 ± 14	28 ± 27

Para detetar diferenças entre GR, B1 e B0 foi utilizada uma ANOVA simples seguida de um teste de Tukey. Esta ANOVA usou os dados da riqueza específica total em cada ponto amostrado. Para comparar nos três troços as riquezas específicas respeitantes apenas às espécies indicadoras usou-se um teste Kruskal-Wallis, devido à impossibilidade de fazer cumprir os pressupostos da ANOVA. Foram excluídas da análise as espécies detetadas em apenas um dos troços. Foram calculadas duas regressões lineares; a primeira entre a riqueza específica (variável dependente) para o total de espécies analisadas e a distância aos pontos de amostragem (variável independente) e a segunda para as espécies indicadoras. O ponto de referência para medir a distância aos pontos de amostragem foi a confluência entre o rio Degebe e o rio Guadiana. As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa SPSS 19.0 para *MS Windows* (SPSS, 2010).

3 Resultados

a) Gerais

No total foram registados 1209 contactos individuais correspondentes a 70 espécies de aves, das quais 52 foram seleccionadas para a análise por *guilda* de habitat (tabela 1).

A matriz de semelhança entre os três troços para a totalidade de espécies analisadas (tabela 3) reflete uma semelhança entre GR e B1 (56%) e entre GR e B0 (52%). Os troços B0 e B1 são mais semelhantes entre si (84%) apesar da diferença temporal.

Tabela 3 Matriz de semelhança entre GR, B1 e B0 (GR - galeria, barragem depois – B1, ou antes do enchimento – B0) para o total de espécies analisadas. Os valores de semelhança são apresentados em (%).

Troços	GR	B1	B0
GR	-	56	52
B1	-	-	84
B0	-	-	-

Para o estudo realizado em 2012, a riqueza específica média e o desvio padrão foram de $14,10 \pm 4,35$, variando de 8 a 23 espécies. As espécies mais frequentes foram *Emberiza calandra* (100%), *Turdus merula* (79%) e *Parus major* (76%). Foi calculada a riqueza específica média e o desvio padrão para os 3 troços (figura 2). Em GR a riqueza específica média foi $16,85 \pm 4,18$ e as espécies mais frequentes foram *Cettia cetti* (100%), *Sylvia melanocephala* (100%), *Emberiza calandra* (100%), *Parus major* (92%), *Streptopelia decaocto* (85%) e *Serinus serinus* (85%). O troço B1 apresentou uma riqueza específica média de $11,88 \pm 3,10$ e as espécies mais frequentes foram *Emberiza calandra* (100%), *Fringilla coelebs*, *Turdus merula* (81%) e *Passer domesticus* (75%). Para B0 a riqueza específica média de $11,88 \pm 5,35$ e espécies mais frequentes foram *Merops apiaster* (75%), *Turdus merula* (75%), *Charadrius dubius* (63%), *Carduelis carduelis* (63%) e *Saxicola torquatus* (56%).

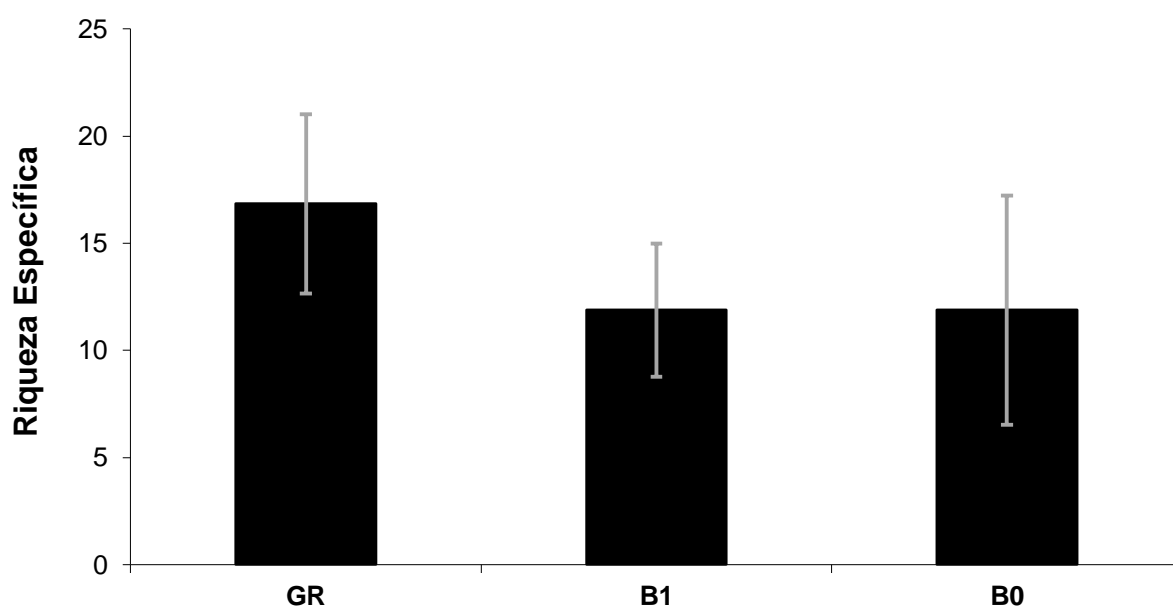


Figura 2 Riqueza específica média e desvio padrão nos três troços do estudo (GR=13; B1=16; B0=16). O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento.

A ANOVA simples (tabela A4 em apêndice) para comparar a riqueza específica total entre GR, B1 e B0 demonstrou a existência de diferenças entre os três troços ($F=7,373$, $p=0,002$). O teste à posteriori de Tukey (tabela A5 em apêndice) mostrou haver diferenças significativas entre o troço GR e B1 ($p=0,012$) e GR e B0 ($p=0,002$). Entre B1 e B0 não existem diferenças significativas ($p=0,781$) refletindo um número de espécies semelhante em ambos.

Do total de espécies analisadas, foram detetadas 45 em GR, 40 em B1 e 34 em B0 (tabela 4).

Tabela 4 Número de espécies detetadas em GR, B1 e B0 (GR - galeria, barragem depois – B1, ou antes do enchimento – B0), espécies exclusivas a cada troço e espécies comuns a dois troços.

	GR	B1	B0
Nº de espécies	45	40	34
Espécies exclusivas	6	3	4
	12	12	-
Espécies comuns	-	3	3
	6	-	6

Foram registadas as espécies de presença exclusiva a cada troço. As espécies exclusivas a GR foram *Tachybaptus ruficollis*, *Ixobrychus minutus*, *Platalea leucorodia*, *Dendrocopos major*, *Acrocephalus arundinaceus* e *Certhia brachydactyla*. Em B1 as espécies exclusivas foram *Sylvia undata*, *Passer hispaniolensis* e *Emberiza cirius*, as duas últimas apenas com registos pontuais. Em B0 o *Cercotrichas galactotes*, *Sylvia atricapilla*, *Lanius senator* e *Passer montanus* foram as espécies exclusivas. Foram também registadas as espécies comuns a dois troços. As espécies comuns entre GR e B1 foram *Anas platyrhynchos*, *Anas strepera*, *Anas clypeata*, *Phalacrocorax carbo*, *Egretta garzetta*, *Streptopelia decaocto*, *Galerida cristata*, *Cisticola juncidis*, *Phylloscopus ibericus*, *Oriolus oriolus*, *Pica pica* e *Sturnus unicolor*. Entre B1 e B0 foram *Gelochelidon nilotica*, *Cyanopica cooki* e *Petronia petronia*. Entre GR e B0 foram *Gallinula chloropus*, *Alcedo atthis*, *Troglodytes troglodytes*, *Luscinia megarhynchos*, *Aegithalos caudatus* e *Estrilda astrild*.

b) Grupos funcionais

Para a comparação ao nível da comunidade seleccionámos as espécies assinaladas na tabela 1, associadas a uma das cinco categorias de habitat.

Em GR a comunidade é dominada por espécies ripícolas (12) e florestais (6), que correspondem a 57% da comunidade, num total de 18 espécies.

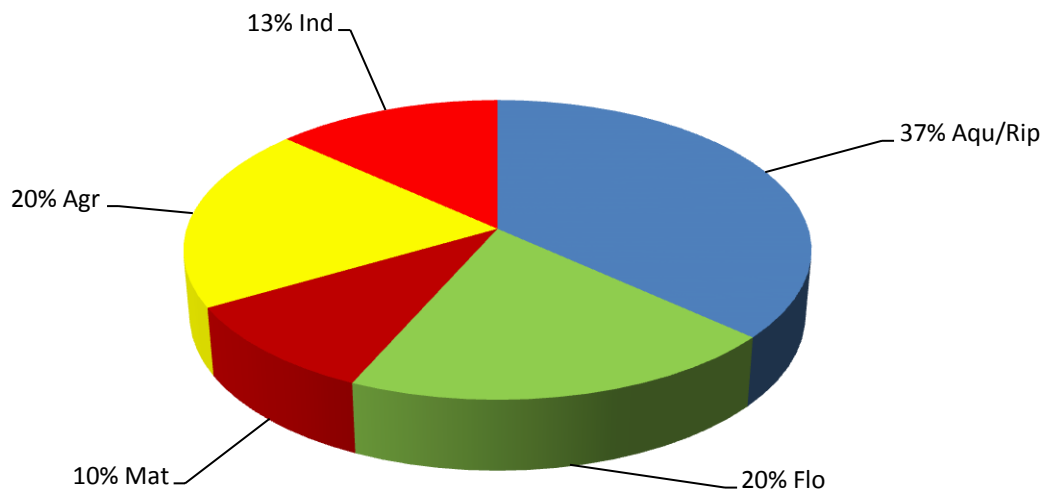


Figura 3 Percentagem de espécies (n=30) por categoria de habitat no trecho GR (galeria). São apresentadas as 5 categorias de habitat: aquática e ripícola (Aqu/Rip), agrícola (Agr), florestal (Flo), matos (Mat) e indiferenciado (Ind).

Em B1 a comunidade é dominada por espécies agrícolas (8) e florestais (7), que correspondem a 54% da comunidade, num total de 15 espécies.

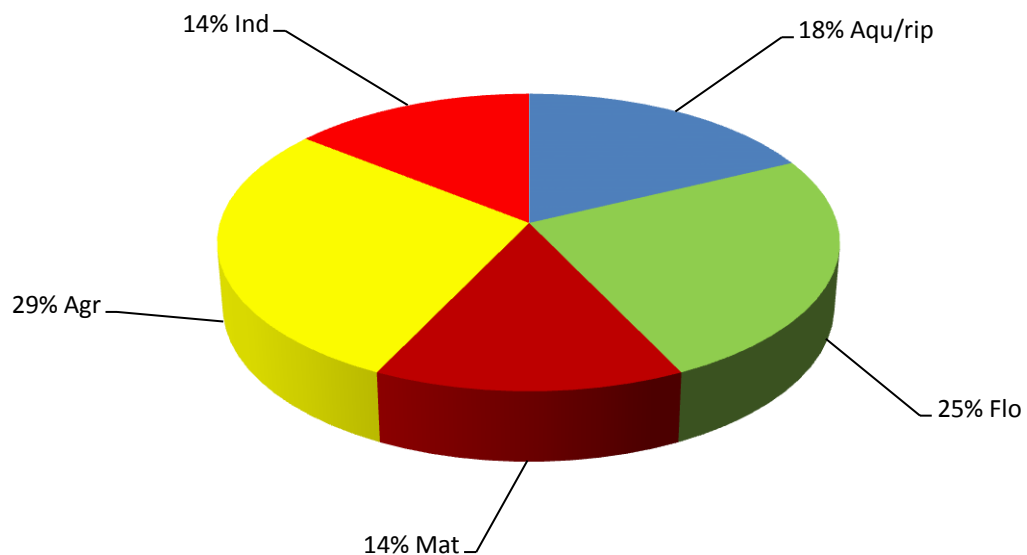


Figura 4 Percentagem de espécies (n=28) por categoria de habitat no trecho B1 (barragem depois do enchimento). São apresentadas as 5 categorias de habitat: aquática e ripícola (Aqu/Rip), agrícola (Agr), florestal (Flo), matos (Mat) e indiferenciado (Ind).

Em B0 a comunidade é dominada por espécies ripícolas (11) e florestais (7), que correspondem a 63% da comunidade, num total de 18 espécies.

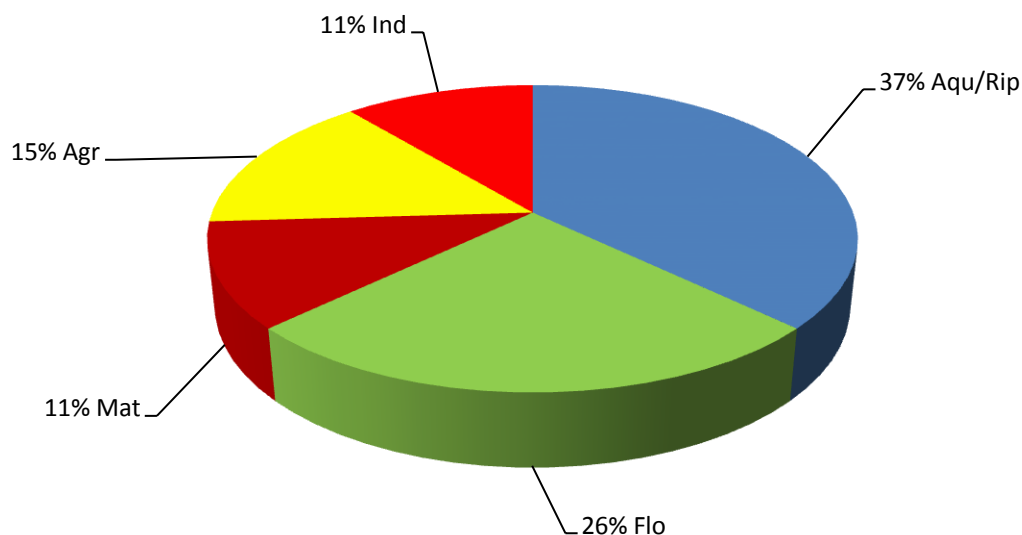


Figura 5 Percentagem de espécies (n=27) por categoria de habitat no trecho B0 (barragem antes do enchimento). São apresentadas as 5 categorias de habitat: aquática e ripícola (Aqu/Rip), agrícola (Agr), florestal (Flo), matos (Mat) e indiferenciado (Ind).

c) Espécies indicadoras

Para avaliar a influência das alterações na vegetação ripícola e, conseqüentemente, na comunidade de aves, selecionámos 9 espécies (tabela 5) que podem ser indicadores dessas alterações.

Tabela 5 Lista de espécies classificadas como indicadoras para análise durante o trabalho de campo com nomes comuns e científicos (por ordem taxonômica), código, número total de pontos onde a espécie foi detetada (N) e número total de pontos onde a espécie foi detetada em GR, B1 e B0 (GR - galeria, barragem depois – B1, ou antes do enchimento – B0).

Espécie Nome comum	Nome científico	Código	N	GR	B1	B0
Carriça	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Trotro	7	3	-	4
Rouxinol-comum	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Lusmeg	16	8	-	8
Rouxinol-bravo	<i>Cettia cetti</i>	Cetcet	14	13	1	1
Rouxinol-grande-dos-caniços	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Acraru	6	6	-	-
Felosa-poliglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	Hippol	11	4	2	6

(continua)

(continuação)

Espécie Nome comum	Nome científico	Código	N	GR	B1	B0
Toutinegra-de-barrete	<i>Sylvia atricapilla</i>	Sylatr	4	-	-	4
Felosa-ibérica	<i>Phylloscopus ibericus</i>	Phyibe	4	3	1	-
Chamariz	<i>Serinus serinus</i>	Serser	21	11	4	8
Verdilhão	<i>Carduelis chloris</i>	Carchl	14	5	6	5

São espécies que na nossa área de estudo ocorrem maioritariamente em galerias bem estruturadas, quer por serem espécies ripícolas estritas (*Cettia cetti*), quer por dependerem de vegetação enraizada emergente (*Acrocephalus arundinaceus*), estrato arbustivo (*Hippolais polyglotta*) ou por usarem como habitat florestal de substituição (*Serinus serinus*, *Carduelis chloris*; e.g. Pereira et al., 2013).

Das espécies indicadoras analisadas foi calculada a riqueza específica para GR, B1, B0 (figura 6).

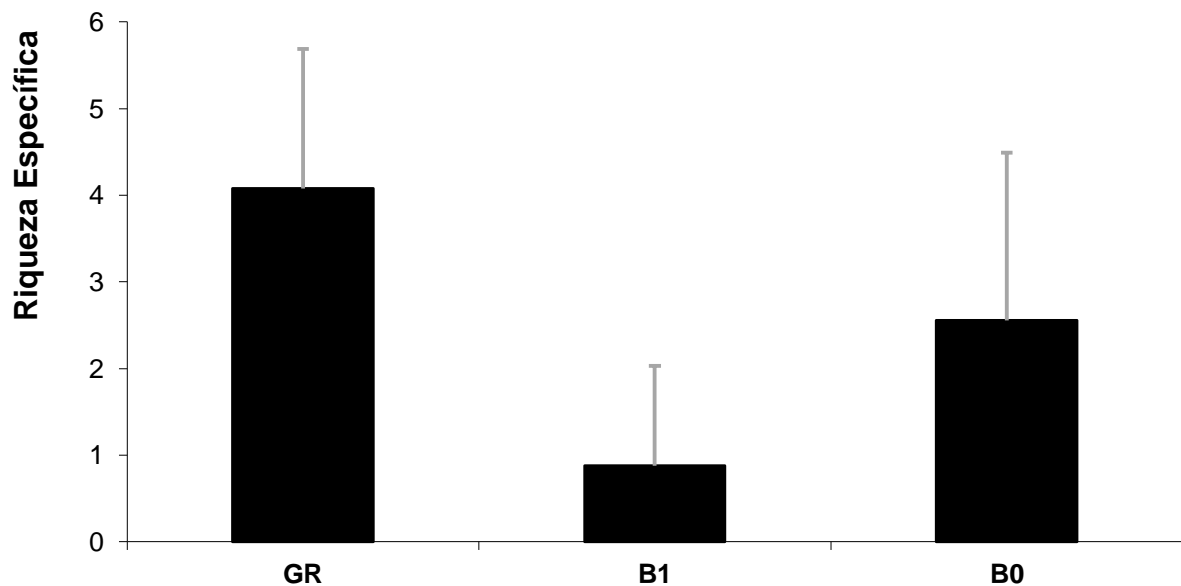


Figura 6 Riqueza específica média e desvio padrão para as espécies indicadoras nos 3 troços do estudo (GR=13; B1=16; B0=16). O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento.

Em GR as espécies analisadas estão presentes em 100% dos pontos de amostragem com uma variação de 1 a 7 espécies representando uma média de $4,08 \pm 1,61$. Em B1 surgem em apenas 50% com uma variação de 0 a 4 espécies representando uma média de $0,88 \pm 1,15$. Neste troço, apenas o ponto de transição com GR (ponto 14) registou a presença de 4 espécies, os restantes registaram uma variação de 0 a 2

espécies. Em B0 surgem em 87% com uma variação de 0 a 6 espécies correspondendo a uma média de $2,56 \pm 1,93$.

Para comparar a riqueza específica das espécies indicadoras entre GR, B1 e B0 foram retiradas as espécies *Acrocephalus arundinaceus* e *Sylvia atricapilla* de ocorrência em apenas um dos troços. A ausência destas espécies em dois dos três troços representa por si só um resultado relevante. O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis (tabela A6 em apêndice) aplicado a estes dados indica diferenças muito altamente significativas entre troços ($X^2=17,138$, g.l.=2, $p<0.001$).

Na figura 7 foram calculadas as frequências de ocorrência (número de locais com a presença da espécie sobre o total de locais amostrados) das espécies indicadoras selecionadas para análise.

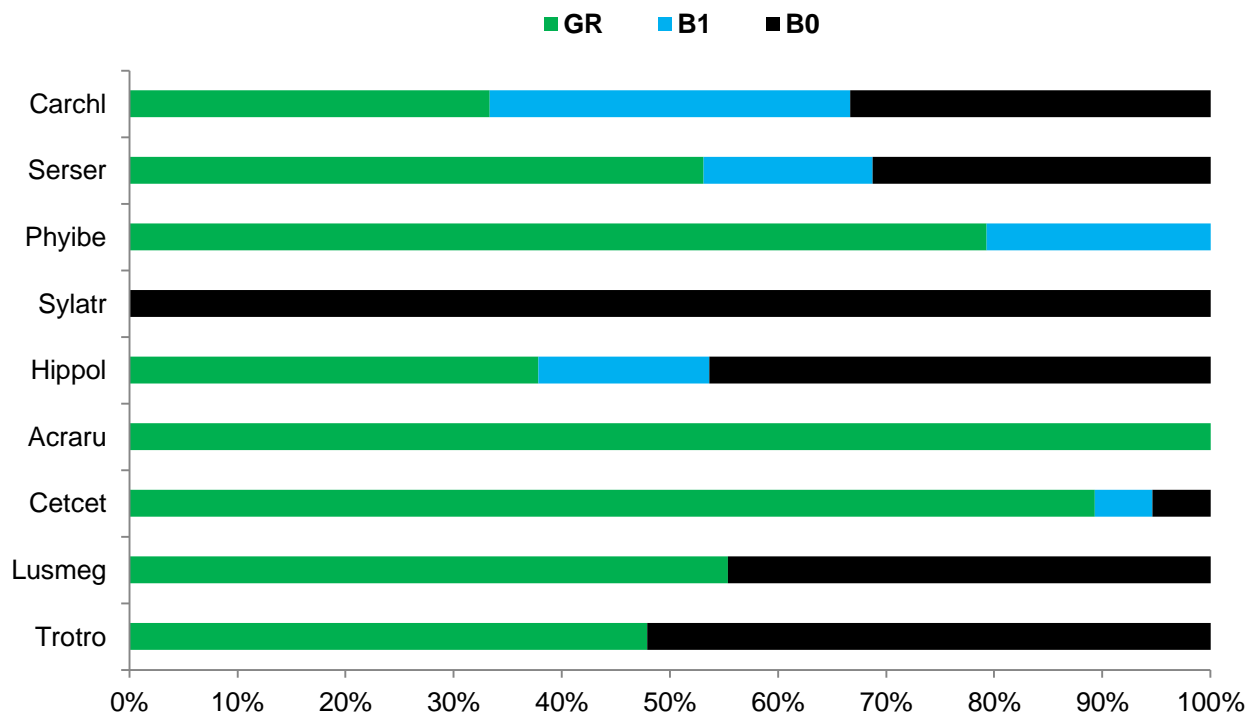


Figura 7 Frequência de espécies indicadoras, em percentagem, analisadas no estudo (GR e B1) comparativamente com B0. Frequência de espécies indicadoras (%) nos três troços em estudo. O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento.

O estudo revelou que o verdilhão *Carduelis chloris* foi a única espécie que manteve os registos semelhantes em GR, B1 e B0. Relativamente a B0, B1 refletiu uma diminuição da presença de *Serinus serinus* (variação de 25%) e de *Hippolais polyglotta* (variação de 25%). Comparativamente, em GR as frequências de ocorrência relativamente a B0 foram maiores para o *Cettia cetti* (variação de 94%) e para o *Serinus serinus* (variação de 35%).

Neste caso, os resultados refletiram registros semelhantes para as espécies *Troglodytes troglodytes*, *Luscinia megarhynchos* e *Hippolais polyglotta*. A espécie *Sylvia atricapilla* não foi detetada em GR. Em B0 *Phylloscopus ibericus* e *Acrocephalus arundinaceus* não foram detetadas. Em B1 as espécies *Troglodytes troglodytes*, *Luscinia megarhynchos*, *Acrocephalus arundinaceus* e *Sylvia atricapilla* não foram detetadas neste trecho representando cerca de 50% das espécies indicadoras.

Para aferir a existência dum gradiente de riqueza específica do presente estudo (GR e B1) com o aumento da distância dos pontos de amostragens à foz do rio (confluência entre o Degebe e o Guadiana) localizada na barragem foram aplicadas regressões lineares. As distâncias da foz do rio aos pontos de amostragens foram medidas com recurso às imagens de satélite (Google Earth). Na figura 8 é apresentada a regressão linear para a totalidade de espécies analisadas.

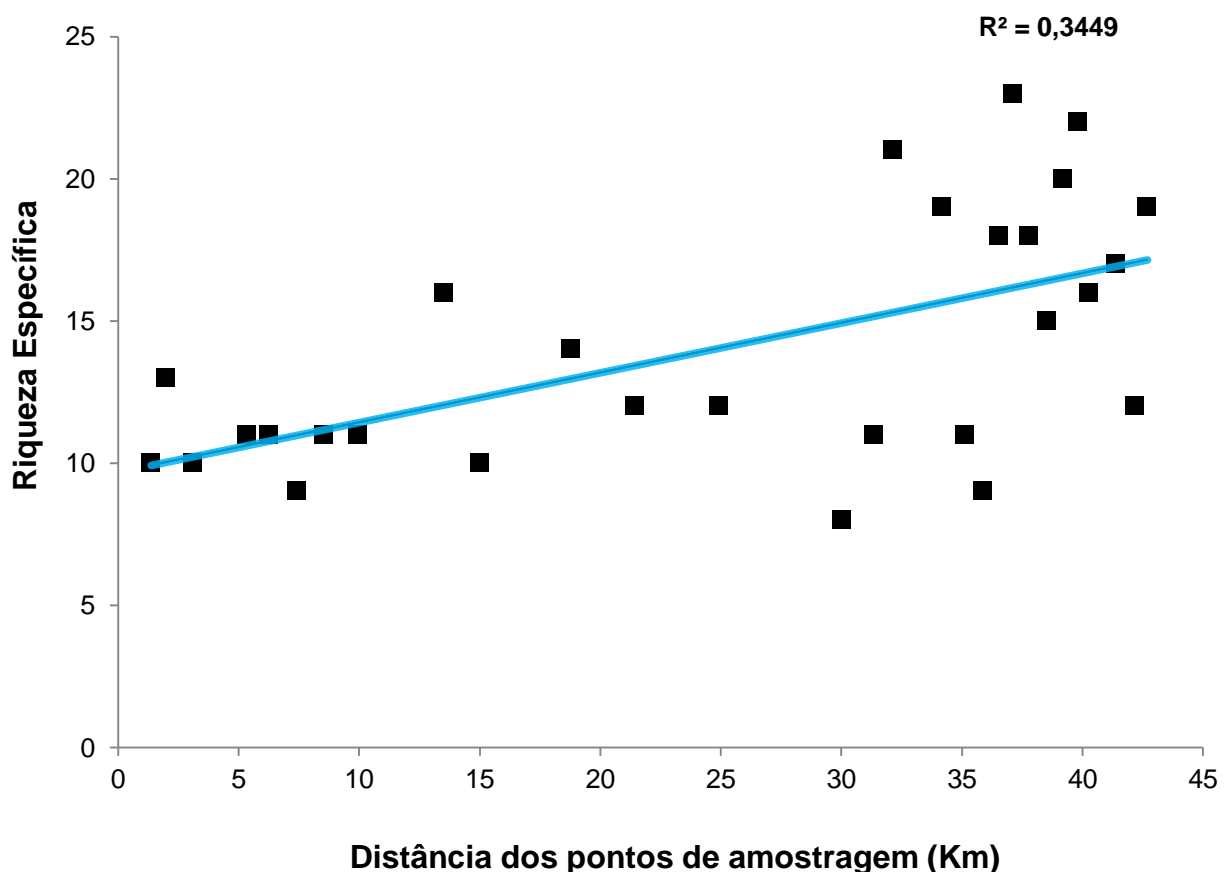


Figura 8 Regressão linear entre a riqueza específica para a totalidade de espécies analisadas e a distância, em quilómetros, aos pontos de amostragem (n=29). O ponto de referência para medir a distância dos pontos de amostragem foi a confluência entre o Degebe e o Guadiana correspondente à foz do rio localizada na barragem. É apresentado o coeficiente de determinação (r^2).

A análise estatística mostra um valor baixo para r^2 (34%) e uma dispersão considerável dos pontos em redor da linha de regressão. O valor da significância ($F=14,218$, $p<0,05$) testado sugere que a distância aos pontos de amostragem explica o moderado aumento positivo na riqueza específica média para a totalidade de espécies analisadas.

Na figura 9 é apresentada a regressão linear para as espécies indicadoras. Para estas espécies, a análise estatística mostra um valor médio para r^2 (56%) e uma dispersão considerável dos pontos em redor da linha de regressão evidenciado nos pontos amostrados em GR. O valor da significância ($F=36,613$, $p<0,05$) testado sugere que a distância aos pontos de amostragem explica o acentuado aumento positivo na riqueza específica média.

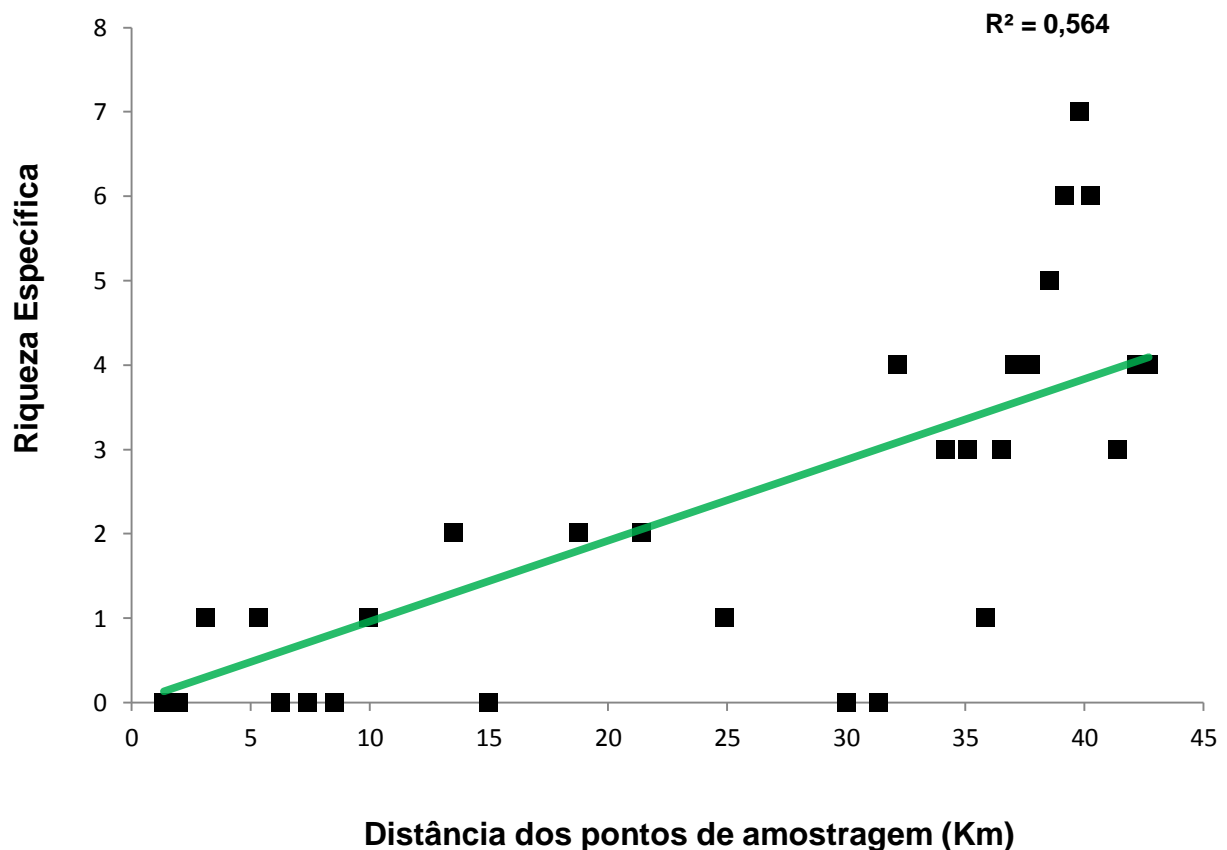


Figura 9 Regressão linear entre a riqueza específica para as espécies indicadoras e a distância, em quilómetros, aos pontos de amostragem ($n=29$). O ponto de referência para medir a distância dos pontos de amostragem foi a confluência entre o Degebe e o Guadiana correspondente à foz do rio localizada na barragem. É apresentado o coeficiente de determinação (r^2).

4 Discussão

Do total de espécies analisadas, o nosso estudo revelou um aumento de 29% relativamente a B0, sobretudo, nas espécies aquáticas que representam 53% desse incremento. Este aumento é justificável pelo surgimento de espécies como patos, garças, corvos e até algumas aves marinhas (e.g., gaivotas), sobretudo, notório a partir da zona de transição entre GR e B1 onde a largura do leito é maior (Spence 2006). Segundo Stevens et al. 1997, nas novas barragens as comunidades de aves aquáticas tendem a aumentar como resposta ao surgimento de novos habitats associado à disponibilidade de alimento. Este resultado sugere uma influência positiva da barragem na biodiversidade da avifauna local (McAllister 2001, Frochot et al. 2008), avaliada simplesmente pelo aumento no número de espécies.

Os resultados gerais do estudo apresentam um gradiente decrescente de montante para jusante para o número de espécies por ponto (riqueza específica) quer para a riqueza global quer para o número de espécies indicadoras. Desta forma é expectável considerar que a cabeceira da linha de água é um local de importância para as comunidades de aves que perderam total ou parcialmente o seu habitat. A comunidade de aves nos troços GR e B0 é dominada por espécies aquáticas/ripícolas e florestais (57% em GR e 63% em B0). Este facto reflete a existência de uma galeria ripícola bem estruturada, que para as espécies florestais pode atuar como habitat de substituição em matrizes florestais pouco densas. Segundo Pereira et al. (2013), em zonas de montado com estas características, algumas espécies florestais (e.g. *Serinus serinus* e *Carduelis chloris*) encontram nas linhas de água com galeria ripícola, o único local para desenvolverem o seu ciclo reprodutor. Comparativamente, em B1, os grupos agrícolas (29%) e florestais (25%) são as espécies dominantes neste troço associado ao montado, ao cultivo de cereais, às áreas abertas e aos matos de estevas como vegetação predominante junto às margens da barragem. A presença de esteva justifica o ligeiro incremento do grupo matos (e.g. *Sylvia undata*) neste troço. O elevado número de espécies com necessidades e associações à linha de água distintas pode justificar o aumento de espécies agrícolas em substituição de aquáticas/ripícolas em B1 quando comparado com B0 e explicar a semelhança entre troços para o número total de espécies.

Para as espécies indicadoras, os resultados sugerem a importância da vegetação ripícola evidenciado em B1 pela reduzida riqueza específica média ou mesmo ausência de indicadoras sobretudo nos pontos localizados em áreas abertas sem coberto arbustivo

e/ou arbóreo. Neste sentido, a ausência de algumas espécies (e.g. *Troglodytes troglodytes* e *Luscinia megarhynchos*) neste troço poderá estar diretamente relacionada com a submersão do estrato arbóreo e arbustivo do qual dependem estas comunidades de aves provocada pelo enchimento da barragem. A pequena diferença da média da riqueza específica entre GR e B0 pode estar relacionada com a existência duma galeria ripícola incipiente em B0, refletida na reduzida largura da galeria e na fraca percentagem de coberto vegetal (tabela 3) agravada pela construção da barragem, (e. g., desmatção ocorrida de 2000 a 2001) explicando dessa forma a maior semelhança entre B1 e B0. Esta semelhança poderá explicar a baixa frequência de ocorrência (6%) de *Cettia cetti* quer em B1 (ponto 14 – zona de transição entre GR e B1) quer em B0 comparativamente com GR (100%) justificando a importância duma galeria bem estruturada da qual depende a espécie. Em GR registou-se uma tendência positiva na abundância para a maioria das espécies indicadoras em relação a B1 e B0. As espécies *Serinus serinus* e *Acrocephalus arundinaceus* classificadas com declínio moderado a nível nacional (Meirinho 2013) e europeu (PECBMS 2013) apresentam bons resultados. Segundo Godinho et al. (2010), a presença de um conjunto de espécies ripícolas ou com necessidades ecológicas semelhantes representam bons indicadores de zonas ribeirinhas bem conservadas. No nosso estudo, a frequência de ocorrência de algumas espécies *Hippolais polyglotta* (31%), *Luscinia megarhynchos* (62%) e *Cettia cetti* (100%) em GR podem refletir uma vegetação ripícola com estrato arbustivo e arbóreo bem desenvolvido.

O nosso estudo demonstrou que as comunidades de aves existentes nas galerias ripícolas do rio Degebe sofreram alterações com o enchimento da barragem comparativamente aos dados iniciais. Também demonstrou a importância da cabeceira da linha de água como habitat fundamental para as comunidades de aves ripícolas ou com necessidades ecológicas semelhantes. A replicabilidade dos estudos nos próximos anos será fundamental para garantir a fiabilidade dos resultados permitindo projetar intervenções de conservação e/ou reabilitação futura. A realização de estudos idênticos para os outros afluentes da barragem objetivando aferir, comparar e consolidar resultados é aconselhável.

A sensibilização dos proprietários, dos gestores ambientais e dos decisores políticos para uma gestão ambiental sustentável da barragem com incidência nas cabeceiras dos seus afluentes é uma necessidade emergente no sentido de garantir a manutenção da sua biodiversidade em benefício das gerações vindouras. É considerável que o planeamento de construção de barragens não permita a desmatção das áreas de

cabeceira das linhas de água e preveja a reabilitação das áreas de menor alagamento com a colocação de vegetação ripícola permitindo dessa forma a continuidade ecológica.

Agradecimentos

Agradeço aos meus orientadores, o investigador Carlos Godinho, o professor João E. Rabaça e o professor Pedro Anastácio, a sua disponibilidade e os seus conhecimentos, sem os quais não seria possível concretizar este grande desafio.

Agradeço também ao Miguel Lecoq pelos dados disponibilizados do pré-enchimento da barragem fundamentais para a realização deste trabalho.

À minha mulher e aos meus filhos.

Referências

Atlas do Mundo (2002) Porto Editora, 264Pp

Avakyan AB, Iakovleva VB (1998) Status of Global Reservoirs: The Position in the Late Twentieth Century. *Lakes Reserv Res Manag* 3:45–52

Balian E, Segers H, Lévêque C, Matens K (2008a) The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. In Balian, E. et al. (eds), *Freshwater Animal Diversity Assessment*. *Hydrobiologia* 595: 627–637

Begon M, Townsend C, Harper J (2006) *Ecology From individuals to Ecosystems*. Blackwell Publishing, Oxford, 759 Pp

Berkamp G, McCartney M, Dugan P, McNeely J, Acreman M (2000) *Dams, Ecosystem Functions and Environmental Restoration Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams*, Cape Town

Blondel J, Ferry C, Frochot B (1981) Point counts with unlimited distance. *Stud Avian Biol* 6:414–420

Blondel J, Ferry C, Frochot B (1970) La méthode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38:55-71

Catry P, Costa H, Elias G, Matias R (2010) *Aves de Portugal. Ornitologia do território continental*. Assírio e Alvim, Lisboa. 944Pp

Costa H, de Juana E, Varela J (2011) *Aves de Portugal incluindo os arquipélagos dos Açores, da Madeira e das Selvagens*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lynx, Barcelona

Doll P, Fiedler K, Zhang J (2009) Global-scale analysis of river flow alterations due to water withdrawals and reservoirs. *Hydrol Earth Syst Sci* 13(12):2413–2432

Dubash N, Dupar M, Kothari S, Lissu T (2003) *Multi-Stakeholder Processes: The Legacy of the World Commission on Dams*. Earth Trends, World Resources Institute

- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard, AH, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol Rev*, 81:163–182
- Dynesius M and Nilsson C (1994) Fragmentation and Flow Regulation of River Systems in the Northern Third of the World. *Science* 266:753-762
- Equipa Atlas (2008) Atlas de Aves Nidificantes em Portugal (1999-2005). Instituto de Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Parque Natural da Madeira e Secretaria Regional do Ambiente e do Mar. Assírio e Alvim, Lisboa
- Frochot B, Godreau V, Roché J (2008) L'expansion récente des oiseaux d'eau. *Alauda* 76(4):279–286
- Gillies CS, St Clair CC (2008) Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *PNAS* 105(50):19774-19779
- Godinho C, Rabaça JE, Segurado P (2010) Breeding bird assemblages in riparian galleries of the Guadiana Riverbasin (Portugal): the effect of spatial structure and habitat variables. *Ecol Res* 25: 283–294
- GoogleInc. (2012) Google Earth (version 6.2.2.6613). Google Inc.
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P, Meyling AWG, Noble DG, Foppens RPB, Gibbons DW (2005) Developing indicators for European birds. *Philos T Roy Soc B* 360:269–288
- Hunter WC, Anderson BS, Ohmarc RD (1987) Avian community structure changes in a mature floodplain forest after extensive flooding. *J Wildlife Manage* 51:495-502
- Instituto do Ambiente (1999) Atlas do Ambiente. Direção Geral do Ambiente, Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais, Lisboa
- Kingsford RT, Thomas RF (2004) Destruction of wetlands and waterbird populations by dams 15 and irrigation on the Murrumbidgee River in arid Australia. *Environ Manage* 34(3), 383–396
- Kondolf GM, Vick JC, Ramirez TM (1996) Salmon spawning habitat rehabilitation on the Merced River, California: An evaluation of project planning and performance. *T Am Fish Soc* 125:899–912
- Kondolf GM (1997) Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environ Manage* 21(4):533–551
- Larsen S, Sorace A, Mancini L (2010) Riparian bird communities as indicators of human impacts along Mediterranean streams. *Environ Manage* 45:261–273
- Lin Q (2011) Influence of Dams on River Ecosystem and Its Countermeasures. *J Water Res Prot* 3:60–66
- Martens K (2010) The International Year of Biodiversity. *Hydrobiologia* 637:1–2
- McAllister DE, Craig JF, Davidson N, Delany S, Seddon M (2001) Biodiversity Impacts of Large Dams. Background Paper 1 prepared for International Union for Conservation of Nature and Natural Resources and the United Nations Environmental Programme, United Nations Foundation, 68 p.
- Meirinho A, Leal A, Marques AT, Fagundes AI, Sampaio H, Costa J, Leitão D (2013) O estado das aves comuns em Portugal 2011: Relatório do projeto Censo de Aves Comuns. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves, Lisboa (relatório não publicado).
- Morán-Tejeda E, Lorenzo-Lacruz J, López-Moreno JI, Ceballos-Barbancho A, Zabalza J, Vicente-Serrano S M (2012) Reservoir Management in the Duero Basin (Spain): Impact on River Regimes and the Response to Environmental Change. *Water Resour Manage* 26:2125–2146
- Naiman RJ, Decamps H (1997) The ecology of interfaces: riparian zones. *Annu Rev Ecol Syst* 28:621–658

Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308(5720):405–408.

Patten DT (1998) Riparian ecosystems of semi-arid North America: diversity and human impacts. *Wetlands*, 18(4):498–512

PECBMS 2013 Population Trends of Common European Breeding Birds 2013. CSO, Prague.

Pereira M (2008) Biodiversity monitoring program at Alqueva and Pedrógão Dams. *Rev Bras Cart* 60(1):89–98

Pereira P, Godinho C, Gomes M, Rabaça JE (2013) The importance of the surroundings: are bird communities of riparian galleries influenced by agroforestry matrices in SW Iberian Peninsula? *Ann Forest Sci*

Poff NL, Olden JD, Merritt DM, Pepin DM (2007) Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *P Natl Acad Sci USA*, 104(14):5732–5737

Ripidurable (2009) Guia de propagação de árvores e arbustos ribeirinhos – Um contributo para o restauro de rios na região mediterrânica. Interreg IIIC, ISA Press

Ripidurable (2009) Zonas ribeirinhas sustentáveis – Um guia de gestão. Interreg IIIC, ISA Press

Sanders TA (1998) Breeding bird community composition in relation to riparian vegetation structure in the western United States. *J Wildlife Manage* 62:461–473

Spence JR, LaRue CT, Holmes JA, Brown NL, Muller J (2006) The riparian and aquatic bird communities along the Colorado River from Glen Canyon dam to Lake Mead, 1996-2000. Grand Canyon Monitoring and Research Center, United States Geological Survey

SPSS. (2010) IBM SPSS Statistics for Windows, Version 19.0. Armonk, NY: IBM Corp.

Stevens LE, Buck KA, Brown BT, Kline NC (1997) Dam and geomorphological influences on colorado river waterbird distribution, Grand Canyon, Arizona, USA. *Regul River* 13:151–169

Sullivan SMP, Watzin MC, Keeton WS (2007) A riverscape perspective on habitat associations among riverine bird assemblages in the Lake Champlain Basin, USA. *Landscape Ecol* 22:1169–1186

Apêndice

Tabela A1 Número de pontos de amostragem do rio com a largura do leito, a largura da galeria ripícola, a percentagem de coberto vegetal e a espécie dominante.

ID	Largura do leito (m)	Largura da Galeria Ripícola (m)			% Coberto Vegetal	Espécie Dominante
		Margem Direita	Margem Esquerda	Contínua		
1	16	_____	_____	126	95	Freixo
2	4	_____	_____	197	90	Loendreiro
3	34	6	8	_____	95	Silvado
4	17	_____	_____	77	100	Juncos
5	32	3	6	_____	70	Tamargueira
6	4	5	5	_____	30	Freixo

(continua)

(continuação)

ID	Largura do leito (m)	Largura da Galeria Ripícola (m)			% Coberto		Espécie Dominante
		Margem Direita	Margem Esquerda	Contínua	Vegetal		
7	37	9	18		95	Freixo	
8	14			26	80	Freixo	
9	50	0	0		10	Tamargueira	
10	10	6	8		30	Salgueiro	
11	21	4	9		60	Salgueiro	
12	38	6	18		60	Tamargueira	
13	99	3	17		50	Freixo	
14	162	0	0		25	Pinheiro	
15	256	0	0		0	Herbáceas	
16	608	0	0		0	Herbáceas	
17	208	0	0		25	Esteva	
18	158	0	0		40	Esteva	
19	250	0	0		25	Eucalipto	
20	213	0	0		30	Azinheira	
21	384	0	0		20	Azinheira	
22	606	0	0		40	Azinheira	
23	291	0	0		30	Esteva	
24	680	0	0		5	Herbáceas	
25	452	0	0		5	Herbáceas	
26	689	0	0		5	Herbáceas	
27	959	0	0		10	Azinheira	
28	749	0	0		15	Oliveira	
29	900	0	0		2	Herbáceas	

Tabela A2 Lista de espécies detetadas durante o trabalho de campo que não foram incluídas para análise com nomes comuns e científicos (por ordem taxonómica), código, número total de pontos onde a espécie foi detetada (N) e número total de pontos onde a espécie foi detetada nos três troços (GR, B1, B0). O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento.

Espécie		Código	N	GR	B1	B0
Nome comum	Nome científico					
Patos	<i>Anas spp.*</i>	Anaspp	1	-	1	-
Perdiz-comum	<i>Alectoris rufa</i>	Aleruf	1	-	1	-
Codorniz	<i>Coturnix coturnix</i>	Cotcot	3	1	2	-
Carraceiro	<i>Bubulcus ibis</i>	Bubibi	2	1	1	-
Águia-real	<i>Aquila chrysaetos*</i>	Aquchr	1	1	-	-
Milhafre-preto	<i>Milvus migrans</i>	Milmig	1	-	1	-
Águia-de-asa-redonda	<i>Buteo buteo</i>	Butbut	1	1	-	-
Sisão	<i>Tetrax tetrax*</i>	Tettet	1	-	1	-
Alcaravão	<i>Burhinus oedicnemus</i>	Buroed	1	-	1	-
Maçarico-das-rochas	<i>Actitis hypoleucos</i>	Acthyp	1	1	-	-

* Espécies detetadas a mais de 100m

(continua)

(continuação)

Espécie		Código	N	GR	B1	B0
Nome comum	Nome científico					
Pombo-torcaz	<i>Columba palumbus</i>	Colpal	5	-	3	2
Rola-brava	<i>Streptopelia turtur</i>	Strtur	1	-	-	1
Cuco-rabilongo	<i>Clamator glandarius</i>	Clagla	1	-	1	-
Cuco-cinzento	<i>Cuculus canorus</i>	Cuccan	1	1	-	-
Mocho-galego	<i>Athene noctua</i> *	Athnoc	1	-	1	-
Andorinhão-preto	<i>Apus apus</i>	Apuapu	4	2	1	1
Peto-real	<i>Picus viridis</i>	Picvir	1	-	1	-
Andorinha-dáurica	<i>Cecropis daurica</i>	Cecdau	9	1	1	7
Andorinha-dos-beirais	<i>Delichon urbicum</i>	Delurb	4	-	3	1
Andorinha-das-chaminés	<i>Hirundo rustica</i>	Hirrus	21	10	5	10
Andorinha-das-rochas	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	Pthrup	4	1	1	3
Melro-azul	<i>Monticola solitarius</i>	Monsol	2	-	-	2
Picanço-barreteiro	<i>Lanius senator</i> *	Lansen	1	-	1	-
Picanço-real	<i>Lanius meridionalis</i>	Lanmer	1	-	1	-
Gaio	<i>Garrulus glandarius</i>	Gargla	3	-	3	-
Gralha-preta	<i>Corvus corone</i> *	Corcor	1	-	1	-
Bico-grossudo	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Coccoc	1	-	-	1

* Espécies detetadas a mais de 100m

Tabela A3 São apresentados os nomes científicos (por ordem taxonómica) das espécies analisadas, código, número total de pontos onde a espécie foi detetada (N), abundância total (AN), número total de pontos onde a espécie foi detetada por troço (GR, B1, B0) e abundâncias totais (AGR, AB1 e AB0) resultante do número total de indivíduos registados no total de pontos de amostragem onde a espécie foi detetada em cada troço. O troço GR representa a galeria, B1 a barragem depois e B0 antes do enchimento. AGR representa a abundância total na galeria, AB1 na barragem depois e AB0 antes do enchimento.

	Código	N	AN	GR	AGR	B1	AB1	B0	AB0
Nome científico									
<i>Anas platyrhynchos</i>	Anapla	8	23	2	4	6	19	-	-
<i>Anas strepera</i>	Anastr	4	8	2	4	2	4	-	-
<i>Anas clypeata</i>	Anacly	2	6	1	4	1	2	-	-
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Tacruf	2	2	2	2	-	-	-	-
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Phacar	6	62	2	9	4	53	-	-
<i>Ixobrychus minutus</i>	Ixomin	1	1	1	1	-	-	-	-
<i>Egretta garzetta</i>	Egrgar	8	24	7	23	1	1	-	-
<i>Ardea cinerea</i>	Ardcin	9	12	5	7	3	3	2	2
<i>Ciconia ciconia</i>	Ciccic	11	14	5	5	4	7	2	2
<i>Platalea leucorodia</i>	Plaleu	2	5	2	5	-	-	-	-
<i>Gallinula chloropus</i>	Galchl	2	3	2	2	-	-	1	1
<i>Charadrius dubius</i>	Chadub	12	38	1	1	2	3	10	34
<i>Gelochelidon nilotica</i>	Gelnil	5	16	-	-	3	12	2	4
<i>Streptopelia decaocto</i>	Strdec	15	36	11	30	4	6	-	-
<i>Alcedo atthis</i>	Alcatt	8	11	2	2	-	-	6	9
<i>Upupa epops</i>	Upuepo	15	20	4	4	9	14	2	2
<i>Merops apiaster</i>	Merapi	21	84	9	40	6	12	12	32
<i>Dendrocopos major</i>	Denmaj	2	3	2	3	-	-	-	-
<i>Galerida cristata</i>	Galcri	12	47	4	11	8	36	-	-

(continua)

(continuação)

	Código	N	AN	GR	AGR	B1	AB1	B0	AB0
Nome científico									
<i>Galerida theklae</i>	Galthe	11	24	5	9	4	11	3	4
<i>Lullula arborea</i>	Lularb	2	2	-	-	2	2	-	-
<i>Motacilla alba</i>	Motalb	12	17	4	6	1	1	7	10
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Trotro	7	9	3	4	-	-	4	5
<i>Cercotrichas galactotes</i>	Cergal	5	7	-	-	-	-	5	7
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Lusmeg	16	35	8	16	-	-	8	19
<i>Saxicola torquatus</i>	Saxtor	16	45	5	16	6	15	9	14
<i>Turdus merula</i>	Turner	24	60	10	24	13	16	12	20
<i>Cettia cetti</i>	Cetcet	14	20	13	18	1	1	1	1
<i>Cisticola juncidis</i>	Cisjun	11	16	6	7	5	9	-	-
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Acraru	6	7	6	7	-	-	-	-
<i>Hippolais polyglotta</i>	Hippol	11	14	4	4	2	2	6	8
<i>Sylvia undata</i>	Sylund	3	4	-	-	3	4	-	-
<i>Sylvia melanocephala</i>	Sylmel	18	49	13	31	5	7	6	11
<i>Sylvia atricapilla</i>	Sylatr	4	13	-	-	-	-	4	13
<i>Phylloscopus ibericus</i>	Phyibe	4	5	3	4	1	1	-	-
<i>Aegithalus caudatus</i>	Aegcau	4	16	2	7	-	-	2	9
<i>Parus caeruleus</i>	Parcae	21	42	10	16	6	15	6	11
<i>Parus major</i>	Parmaj	23	46	12	25	10	19	2	2
<i>Lanius senator</i>	Lansen	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Certhia brachydactyla</i>	Cerbra	1	2	1	2	-	-	-	-
<i>Oriolus oriolus</i>	Oriori	3	6	1	1	2	5	-	-
<i>Cyanopica cooki</i>	Cyacoo	8	17	-	-	6	12	3	5
<i>Pica pica</i>	Picpic	9	11	3	4	6	7	-	-
<i>Sturnus unicolor</i>	Stuuni	7	41	3	8	4	33	-	-
<i>Passer domesticus</i>	Pasdom	16	149	4	34	12	112	2	3
<i>Passer hispaniolensis</i>	Pashis	1	1	-	-	1	1	-	-
<i>Passer montanus</i>	Pasmon	2	2	-	-	-	-	2	2
<i>Petronia petronia</i>	Petpet	4	9	-	-	1	1	3	8
<i>Estrilda astrild</i>	Estat	2	10	1	8	-	-	1	2
<i>Fringilla coelebs</i>	Fricoe	19	43	6	15	13	22	3	6
<i>Serinus serinus</i>	Serser	21	37	11	19	4	7	8	11
<i>Carduelis chloris</i>	Carchl	14	19	5	5	6	7	5	7
<i>Carduelis carduelis</i>	Carcar	13	42	2	4	4	7	10	31
<i>Carduelis cannabina</i>	Carcac	8	39	1	2	2	30	5	7
<i>Emberiza cirulus</i>	Embcir	1	1	-	-	1	1	-	-
<i>Emberiza calandra</i>	Embcac	29	107	13	53	16	42	6	12

Tabela A4 Resultado do SPSS para a ANOVA simples da comparação da riqueza específica total entre os três troços em estudo.

	Soma de Quadrados	gl	Quadrado Médio	F	Sig.
Entre Grupos	139,909	2	69,954	7,373	0,002
Dentro de Grupos	408,005	43	9,488		
Total	547,913	45			

Tabela A5 Resultado do SPSS para o “pos hoc test” Tukey da ANOVA simples da comparação da riqueza específica total entre troços em estudo.

(I) ID (J) ID	Diferença Média (I-J)	Erro Padrão	Sig.	95% Intervalo de Confiança	
				Limite Superior	Limite Inferior
1 2	3,442(*)	1,150	0,012	0,65	6,23
1 3	4,163(*)	1,135	0,002	1,41	6,92
2 1	-3,442(*)	1,150	0,012	-6,23	-0,65
2 3	0,721	1,073	0,781	-1,88	3,33
3 1	-4,163(*)	1,135	0,002	-6,92	-1,41
3 2	-0,721	1,073	0,781	-3,33	1,88

* A diferença média é significativa ao nível de 0,05.

Tabela A6 Resultado do SPSS para o teste Kruskal-Wallis da comparação da riqueza específica das indicadoras entre os três troços em estudo.

Ranks

ID	N	Classificação Média
RE 1	13	34,92
2	16	14,53
3	17	23,21
Total	46	

Teste Estatístico(a,b)

	RE
Chi-quadrado	17,138
gl	2
Nível de Significância Assintótico	0,000

a Teste Kruskal Wallis

b Agrupamento de Variáveis: ID