

Avaliación do efecto causado na fauna de macroinvertebrados por unha minicentral hidroeléctrica no río Fragoso (Ourense)

Traballo Fin de Grao
Grao en Bioloxía

Polina González, A.

Titira:
Josefina Garrido González

polina-7@live.com

Departamento de Ecoloxía e
Bioloxía Animal

Resumo

O río Fragoso (Ourense, NO España) atópase regulado por unha minicentral hidroeléctrica desde o ano 2002. Partindo da hipótese de que a regulación do seu cauce podería causar algún tipo de alteración no ecosistema fluvial, leváronse a cabo diferentes análises da variación espacial e temporal das comunidades de macroinvertebrados bentónicos entre outono de 2001, etapa previa á instalación da minicentral, e outono de 2016. Ditos organismos funcionan como bioindicadores e mediante o estudo da súa abundancia e composición pódese investigar unha posible afección asociada á actividade da planta hidroeléctrica. Os resultados reflicten, en xeral, un decrecemento no estado ecolóxico nas áreas próximas ás seccións de regulación como consecuencia da perda de organismos sensibles ás variacións e o aumento en número de individuos máis tolerantes dando lugar, así, nunha perda de biodiversidade.

Introdución

É coñecido que os maiores asentamentos da poboación dados na historia producíronse ó redor dos sistemas acuáticos, especialmente en mares, lagos e ríos. Concretamente, os ecosistemas fluviais son unha fonte de vida e de recursos magnífica, cun amplo catálogo de usos que os converten en indispensables para a nosa existencia (Jordaan, 2009). Mais, cada vez, atópanse máis ameazados debido ó aumento das alteracións derivadas das actividades antrópicas, consecuencia do rápido incremento da poboación (Vörösmarty *et al.*, 2010).

Faise necesario, polo tanto, determinar a calidade da auga e atallar unha das maiores problemáticas á que nos enfrontamos, e neste contexto xurdiu a Directiva Marco da Auga (DMA), normativa europea que establece, entre outras medidas innovadoras, o emprego de bioindicadores como valores de referencia e coma elementos de diagnose e control (Munné e Prat, 2004). Estes permiten a detección a longo prazo dos cambios producidos na calidade da auga debido á adaptación de varios grupos a condicións ambientais específicas. Deste xeito, se cambiasen as condicións do medio, estes desaparecerían de ser intolerantes ás novas características, sendo substituídos por outros máis xeneralistas (Benetti *et al.*, 2012).

Dentro dos organismos bioindicadores, os de uso e distribución máis estendida son os macroinvertebrados bentónicos: invertebrados de tamaño superior a 500 µm que viven no fondo dos ecosistemas acuáticos polo menos durante unha parte do seu ciclo vital (Pardo *et al.*, 2010; Benetti *et al.*, 2012). Estes integran moitas das cualidades que debe cumprir un bo indicador (Alba-Tercedor *et al.*, 2005): teñen unha ampla distribución xeográfica; ubicuidade; gran riqueza específica e variedade de respostas a diferentes gradientes ambientais; poden ser mostreados de forma sinxela e económica; a súa

taxonomía e a súa sensibilidade, polo xeral, están ben documentadas; son na súa maioría sedentarios, o que permite realizar análises espaciais da contaminación, etc. (Alba-Tercedor *et al.*, 2005; Bonada *et al.*, 2006; Oscoz *et al.*, 2006).

A pesares de que o uso destes organismos como indicadores de calidade biolóxica non é algo novo (as primeiras metodoloxías datan de comezos do século XX, Metcalfe, 1989; Hellowell, 2012), estes non foron empregados en España até a década dos 80 coa publicación de numerosos estudos nos que fan constancia deles (Zamora-Muñoz e Alba-Tercedor, 1996). Máis concretamente, en Galicia, podemos destacar os estudos de Benetti *et al.* (2007), Benetti e Garrido (2010), Pérez-Bilbao *et al.* (2013) e Álvarez-Troncoso *et al.* (2017).

O obxectivo do presente traballo é a avaliación da variación espacial e temporal (outono de 2001 – outono de 2016) sufrida polas comunidades de macroinvertebrados bentónicos do río Fragoso (Ourense) sometidas ó impacto dunha minicentral hidroeléctrica implementada pola empresa Grupo Adelanta no ano 2002.

Metodoloxía

Área de estudo

As zonas nas que se levou a cabo o presente traballo sitúanse no río Fragoso, localizado na provincia de Ourense (Galicia, NO España), e pertencente á cunca do río Limia. O río Fragoso discorre dende A Franqueira, a 942 metros de altitude, até desembocar no propio río Limia (tamén en Ourense) tras o seu paso por Poleiro do Cuco, A Porqueira, Monte Recarei, Lobeira, Sabariz, Valbón e Grou (Sarr, 2011; Álvarez-Troncoso, 2012).

Tal e como se mencionou antes, elixiuse este río como obxecto de estudo debido á instalación dunha minicentral hidroeléctrica por parte da empresa Grupo Adelanta no ano 2002, de modo que o seu fluxo está a ser constantemente regulado polas estruturas asociadas á planta enerxética. Estas son unha represa e dúas canles, unha de desviación preto da propia represa que mobiliza a auga acumulada para ser procesada mediante un xerador, e outra de desaugue que devolve a auga empregada para a obtención de enerxía ó seu curso natural (Adelanta, en liña).

Para a realización deste estudo seleccionáronse 5 estacións de mostraxe de aproximadamente 100 m cada unha ó longo do río en función da situación da minicentral e as súas estruturas. Deste xeito, as estacións emprazáronse tanto na cabeceira coma nos tramos medios e baixos tendo en conta que foran facilmente accesibles, que non existisen vertidos que puidesen interferir na determinación do impacto da planta enerxética e que existise unha distancia relativamente equilibrada entre cada unha delas. Os puntos foron nomeados segundo a localidade que se atopase máis próxima a cada un deles.

Estacións de mostraxe	Código	Altitude (m)	UTM X	UTM Y
Parada do Monte	F1	747	5788134605	45620147192
Ponte de Groicio	F2	563	5791387083	46492544893
Ponte Abeleda	F3	545	5797222948	46482072459
Requeixo	F4	419	5788295007	46453921633
Grou	F5	410	57835434	464386924

Táboa 1: situación xeográfica e altitude de cada unha das estacións de mostraxe empregadas.

Augas arriba, na cabeceira, atopamos Parada do Monte (F1), caracterizada por albergar unha gran cantidade de vexetación a ambos lados da súa canle. Máis abaixo, pero aínda lonxe da canle de desviación, atópase Ponte do Groicio (F2), que posúe tamén abundante vexetación de ribeira, pero máis diversa. No tramo medio, xusto antes da represa, está situada Ponte Abeleda (F3), evidentemente moi influída pola instalación da minicentral xa que nela acumúlase moita auga. Requeixo (F4) está situada augas abaixo da represa, antes da canle de desaugue, e o seu fluxo está constantemente regulado polas descargas uniformes do embalse. Adoita levar moita follaxe no seu curso, feito desencadeado pola abundante vexetación arbórea caducifolia que a protexe. Por último, augas abaixo da canle de desaugue temos Grou (F5), que recibe as descargas procedentes desta estrutura, e nela tamén abunda a vexetación, especialmente as pteridófitas.

Materiais e métodos

O estudo seguiu de acordo ó protocolo establecido por Alba-Tercedor *et al.* (2005) para a determinación do estado ecolóxico das augas mediante o uso de macroinvertebrados bentónicos. O traballo realizado podémolo dividir en 3 partes fundamentais: unha primeira labor de campo na que se recolleron as mostras, unha segunda de laboratorio para o procesamento dos exemplares colectados e unha última de tratamento dos datos.

O protocolo de campo consta, á súa vez, doutras 3 fases:

1. Toma de medidas: en cada tramo estudado realizouse, en primeiro lugar, a medición da anchura e da profundidade do río coa axuda dunha cinta métrica. A continuación, co equipo multiparamétrico rexistráronse os parámetros físico-

químicos tales coma o pH, a condutividade e o contido en osíxeno. Por último tomouse un pequeno volume de auga para a súa posterior análise nun laboratorio de determinación da calidade da auga, obtendo tamén a concentración de diferentes nutrientes coma fosfatos, nitratos ou nitritos.

2. Recollida de mostras: a captura da fauna macroinvertebrada levouse a cabo mediante unha mostraxe cuantitativa cunha rede Surber de 25 cm de lado, 60 cm de fondo e 0.5 mm de luz de malla sobre cada substrato presente nos tramos obxecto de avaliación. Esta recollida realizouse a contracorrente coa fin de minimizar a cantidade de erros posibles.

3. Trala recollida das mostras procedeu a unha primeira limpeza mediante o uso dunha peneira e bandexas de plástico, permitindo separar substratos coma pedras, follas, ramas, etc. A continuación pasáronse as mostras das bandexas ós botes de plástico previamente rotulados e etiquetados cos datos do tramo que estaba ser estudado (nome da estación, tipo de substrato mostrexado e data) e fixéronse con formol 4% para evitar a depredación entre os macroinvertebrados capturados.

As tarefas de laboratorio consistiron, basicamente, na identificación das mostras recollidas e almacenadas no departamento de Ecoloxía e Bioloxía Animal durante as mostraxes de outono de 2001 e 2016. Cando se almacenan as mostras é fundamental facelo en alcol ó 70% para unha boa conservación dos exemplares e non en auga con formol 4% na que foran fixadas.

En primeiro lugar procedeu á separación dos macroinvertebrados do resto de elementos que se atopaban no bote, coma pequenas follas ou ramas, baixo a lupa de laboratorio. Posteriormente identificáronse até o nivel taxonómico de familia (nivel que se considera óptimo tanto para a avaliación do estado ecolóxico dos ríos como para a comparación de comunidades de invertebrados e a súa resposta ás variacións do medio, Pardo *et al.*, 2010), agás en casos concretos coma *Oligochaeta* ou *Hidracarina*, nos que non é necesario afondar máis no seu nivel.

Toda vez que foron separados, identificados e contados procedeu ó tratamento dos datos. É necesario destacar que as mostras, como se fixo mención anteriormente, pertencían a unha análise cuantitativa do río, é dicir, mostrexábase en función dos substratos presentes en cada un dos tramos de interese. Sen embargo, os datos obtidos para cada un dos substratos foron sumados para facer un resultado global dos individuos presentes en cada tramo, pasando a ser, así, unha análise cualitativa. Isto fíxose coa fin de poder aplicar os índices IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) e IASPT (Iberian Average Score Per Taxon), os máis recoñecidos actualmente no que a avaliación da calidade da auga se refire, e requiren dunha mostraxe cualitativa para o seu cálculo.

Resultados e discusión

Parámetros físico-químicos

ESTACIÓN	PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS									
	F1		F2		F3		F4		F5	
ANO	2001	2016	2001	2016	2001	2016	2001	2016	2001	2016
T° (°C)	11,34	5,1	10,47	6,2	9,65	6,6	10,25	8,1	10	7,5
pH	7,02	7,18	6,47	7,18	6,61	6,43	6,62	6,9	6,6	7,06
O ₂ (mg/L)	10,2	12,6	10,95	10,6	11,74	10,3	11,35	9,8	11,58	10,1
Anchura media (m)	5,4	3,1	5,1	12,62	6,1	11,5	8,84	10,6	7,35	19,3
Profundidade media (m)	0,56	0,5	0,34	1,4	0,58	1	0,34	1,1	0,4	1,20
Amonio (mg/L)	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,02
Nitratos (mg/L)	0,36	1,41	0,65	2,68	0,74	2,82	0,93	3,7	0,87	3,18

Táboa 2: valores obtidos para cada un dos parámetros físico-químicos medidos en cada unha das estacións de mostraxe do río Fragoso en ambas épocas de estudo, tanto en Outono de 2001 como en Outono de 2016.

A influencia destes parámetros na distribución, abundancia e riqueza dos macroinvertebrados é innegable. Por exemplo, a temperatura inflúe de diversas formas: na fecundidade, o desenvolvemento dos ovos, crecemento, comportamento ou alimentación (Fernández-Díaz, 2003). Obsérvase unha clara diminución da mesma na última época de estudo con respecto á primeira: consultando en MeteoGalicia (en liña), comprobamos que a temperatura ambiental foi moi superior en Outono de 2001 que en 2016, influíndo notablemente na temperatura da auga.

Grazas ós rexistros de MeteoGalicia (en liña) pódese tamén xustificar, en parte, o aumento en case todas as estacións de mostraxe tanto da anchura do río coma da profundidade do mesmo debido á maior cantidade de precipitacións documentadas en outono de 2016 con respecto a outono de 2001. Sen embargo, isto non abonda para que existan estas diferenzas: loxicamente, a instalación dunha presa é responsable directa deste aumento debido á acumulación de auga para a súa regulación e, polo tanto, tamén da diminución na velocidade do fluxo (Wei-Wei *et al.*, 2008). Mención especial merece F5, onde o aumento é moi esaxerado, probablemente pola influencia da canle de desaugue que inunda este tramo cando a minicentral se atopa en funcionamento.

En vista a estes resultados, poderíase afirmar que non existe contaminación no momento concreto de toma de mostrax. Débese mencionar o aumento na concentración de nitratos entre os dous anos de estudo, se ben nin sequera se aproximan ó valor máximo (10 mg/L) que recolle o Real Decreto 817/2015 do 11 de setembro no BOE. Este incremento é froito da descomposición de materiais vexetais como follas, con toda probabilidade debido á súa habitual caída procedente da vexetación circundante e dos árbores caducifolios. Tal e como se mencionaba ó comezo desta análise, a temperatura ambiental foi sensiblemente maior en 2001 que en 2016 (MeteoGalicia, en liña), o que provocou un retraso no ciclo desta vexetación caducifolia e, polo tanto, na caída das súas follas e a súa posterior degradación en forma de nitratos no río.

	COMPOÑENTES		
	Amonio	Fosfatos	Nitratos
Valor de referencia (mg/mL)	0.2	0.2	10

Táboa 3: valores de referencia para os diferentes compoñentes para o tipo de río nº 21: cántabro-atlántico silíceo. Modificado do BOE, 2015.

Riqueza de familias e índice de Shannon-Wiener

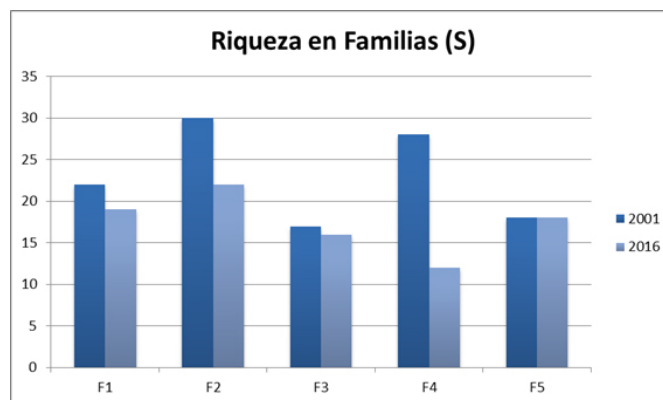


Figura 1: representación gráfica da comparativa da riqueza en familias nas diferentes estacións de mostraxe entre Outono de 2001 e Outono de 2016 no río Fragoso.

A biodiversidade é un indicador fundamental para determinar a saúde ambiental dun ecosistema: canto maior sexa, mellor será o estado do mesmo, xa que implica que alberga un conxunto de condicións que permiten o desenvolvemento dun gran número de taxóns, e non so duns poucos, o cal implicaría que o ecosistema so permite a persistencia daqueles grupos cunha maior tolerancia ás variacións, e a desaparición dos máis sensibles (Armenteros *et al.*, 2018).

Vendo a figura 1, o descenso máis brusco encontrámolo en F4, onde pasa de 28 grupos taxonómicos diferentes identificados en Outono de 2001 a tan so 12, o que en principio nos fai pensar que as novas condicións existentes nesta área como consecuencia da regulación do caudal por parte da minicentral inflúen de forma moi negativa na comunidade de macroinvertebrados e nas súas interaccións. Cando se instala un embalse, rómpese o equilibrio xeomorfolóxico do cauce: a represa funciona como unha ‘trampa’ para os sedimentos e demais elementos que o río leva nel. Isto sumado a un fluxo controlado e polo tanto uniforme da auga provoca unha maior capacidade erosiva por parte das augas, afectando ó substrato dos tramos a continuación e, deste xeito, modificando as condicións de vida da fauna que neles se atopan (De Jalón, 2008).

Podemos realizar unha análise semellante en F2 e F3. A construción dunha represa afecta tanto aos tramos situados augas abaixo, tal e como acabamos de comprobar, coma aos que se atopan augas arriba. A acumulación de auga, tal e como mencionamos anteriormente citando a Barnes *et al.* (2013) asóciase co paso dun tramo lótico a un léntico, coa súa conseguinte modificación do substrato dominante a areas e limos que provoca que non todos os organismos sexan capaces de adaptarse.

Se ben a riqueza de familias é interesante para facernos unha primeira idea do estado do ecosistema faise necesario, sen embargo, a aplicación dun índice de diversidade que nos permita coñecer como está estruturada a comunidade en cada unha das estacións de mostraxe. Neste caso aplicouse o índice

de diversidade de Shannon-Wiener, obtendo unha serie de valores que se recollen na figura 2.

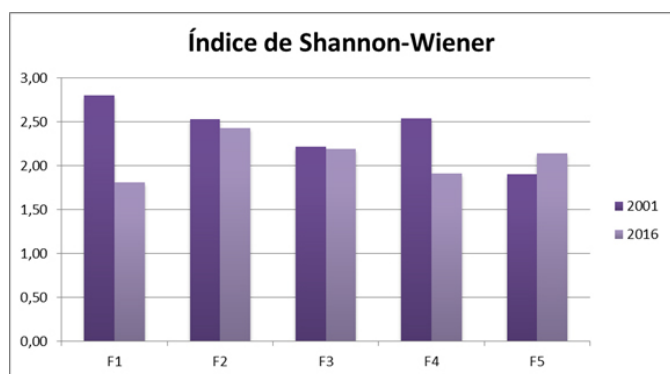


Figura 2: representación gráfica da comparativa dos valores obtidos para o índice de Shannon-Wiener nas diferentes estacións de mostraxe entre Outono de 2001 e Outono de 2016 no río Frago.

Como era de esperar tralos descensos observados na riqueza en familias, este índice de diversidade indícanos que, se ben non é moi elevada, produciuse unha diminución no equilibrio das comunidades na meirande parte das estacións de mostraxe agás en F5, onde se pode apreciar un leve incremento. Pese a todo, os valores achados atópanse dentro dun rango que confirmaría un bo estado de conservación, entre 1,5 e 3,5 puntos (Magurran, 1989). Polo tanto, á vista dos resultados poderíamos concluír que as comunidades en tódolos tramos son diversas e están ben equilibradas, cunha abundancia relativa moi similar entre as familias identificadas.

Índices IBMWP e IASPT

Código Estación	Outono 2001			Outono 2016		
	IBMWP	IASPT	Calidade	IBMWP	IASPT	Calidade
F1	138	6,27	Boa	110	5,79	Boa
F2	198	6,6	Moi boa	141	6,41	Boa
F3	104	6,12	Boa*	88	5,5	Aceptable
F4	181	6,46	Moi boa	66	5,5	Aceptable*
F5	125	6,94	Boa	105	5,83	Boa*

Táboa 4: resultados obtidos tralo cálculo dos índices IBMWP e IASPT no río Frago para cada estación de mostraxe nas épocas de "outono 2001" e "outono 2016". Os puntos marcados cun asterisco (*) atópanse entre dúas calidades de auga, tal e como establecen Alba-Tercedor et al., 2002.

Tanto o índice IBMWP como o índice IASPT son versións modificadas e adaptadas á fauna de España dos índices BMWP e ASPT, respectivamente, realizados para Gran Bretaña en 1983 por Armitage *et al.* (1983). Esta adaptación levouse ó cabo pola necesidade de incluír familias de macroinvertebrados ibéricos ausentes nas listas empregadas no caso británico.

O índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002) baséase na presenza/ausencia de determinadas familias de macroinvertebrados acuáticos, cada unha asignada cun valor que oscila entre 1 e 10 en función do grado de tolerancia que presente dita familia á contaminación, ou á súa asociación con medios alterados. As familias menos propensas a desenvolverse nestes medios terán puntuacións máis elevadas (Zeybek *et al.*, 2014). A suma de todos estes valores será a que determine o nivel da calidade da auga.

O índice IASPT (Alba-Tercedor *et al.*, 2002) representa a sensibilidade media das familias presentes, e calcúlase dividindo o valor obtido de IBMWP entre o número de taxóns presentes (Zeybek *et al.*, 2014). Este índice é complementario ó IBMWP, pois permite detectar cambios na calidade da auga que pasan desapercibidos empregando este último (Oscoz *et al.*, 2005).

Os resultados que amosa a táboa 4 non poden ser máis reveladores: apréciase un claro descenso da calidade da auga en tódolos puntos de estudo, sendo F4 (Requeixo) o punto máis afectado, cun descenso de 115 unidades no índice IBMWP e pasando de ser considerada como "Moi boa" a atoparse entre unha calidade "Aceptable" e "Dubidosa". O resto de puntos, como era de esperar, tamén sufriron un descenso no seu estado ecolóxico descendendo, polo menos, unha categoría de calidade agás en F1 (Parada do Monte).

Os valores para o índice IASPT non son moito máis alentadores, pois tamén descendieron bastante entre ambas épocas. A práctica totalidade das estacións estarían catalogadas como de "Calidade dubidosa", sempre segundo os estándares deste índice, agás F2, que quedaría encaixada como "Augas limpas".

Con todos estes resultados na man faise evidente que existe un cambio notable entre as dúas épocas suxeitas a estudo, sendo os tramos máis próximos ás estruturas pertencentes á minicentral os que sufriron un maior cambio. Se ben F1 tamén viu as súas condicións e os seus parámetros afectados, dificilmente vai ser como consecuencia do impacto do funcionamento da minicentral ó atoparse moi lonxe augas arriba da súa situación. Ademais, os índices de calidade da auga non establecen unhas diferenzas tan notorias coma nos casos anteriormente mencionados.

A estación F2 (Ponte do Groicio), aínda que padeceu un descenso considerable no seu índice IBMWP, atópase moi preto da categoría de Calidade "Moi boa" e así o reflexa o índice IASPT, catalogando soamente a este tramo coma de "Augas limpas". A pesares de que houbo un cambio na dominancia atendendo á abundancia relativa dos individuos mostrexados entre as dúas épocas de estudo (actualmente Ceratopogonidae é a familia máis representada no tramo, dípteros xeneralistas cun rango de tolerancia elevado para as alteracións (González e Cobo, 2006)), tamén aparecen representadas outras familias consideradas especialistas coma Leptophlebiidae ou Brachycentridae (González e Cobo, 2006), polo que as condicións de habitabilidade aínda son boas.

En F3 (Ponte Abeleda) os efectos da minicentral quedan de manifesto coa diminución no índice IBMWP, pasando dunha categoría de calidade "Boa" a "Aceptable", e no índice IASPT, pasando a ser consideradas augas de "calidade dubidosa". É importante destacar a presenza da familia de heterópteros Corixidae na época actual e a súa ausencia antes da instalación da minicentral, pois é un taxón máis propio de augas estancadas (Carbonell *et al.*, 2018), e tamén do incremento no número de individuos da subclase Oligochaeta, indicadores universais de contaminación orgánica pola súa capacidade de adaptación a medios cunha gran deposición de materia orgánica e o desprazamento doutras comunidades de

macroinvertebrados (Martins *et al.*, 2008). Todo isto é indicativo de que a dinámica neste tramo modificouse por completo como consecuencia da construción da represa.

O tramo de F4 (Requeixo) é, sen dúbida, o que se viu maiormente afectado pola construción da minicentral e o seu funcionamento. O drástico descenso documentado tanto para os índices IBMWP e IASPT sinala claramente que a calidade da auga non se atopa nas mesmas condicións que na etapa previa á posta en marcha da planta hidroeléctrica, sendo agora considerada augas de "calidade dubidosa". As novas condicións existentes debido á regulación non permitiron adaptarse á maioría de taxóns que habitaban neste tramo, reducíndose o número de familias presentes de 28 a 12, como se apuntaba anteriormente. Un dos motivos pode ser a redución no número de ambientes nos que se poidan desenvolver os organismos: en 2001 había gravas, cantos e area, mentres que en 2016 soamente predominan os briófitos. Polo tanto, o hábitat actual permite o asentamento de especies que teñan afinidade polos depósitos vexetais, e este é o caso de Elmidae, Baetidae ou Nemouridae (González e Cobo, 2006, Álvarez-Troncoso, 2012), as familias con maior representación segundo as mostras recollidas. Deste xeito, dúas familias das máis numerosas propias das rocas do fondo coma Epheméridae ou Capniidae nin sequera aparecen na época actual, corroborando o cambio na diversidade da zona.

O último tramo é, canto menos, un dos máis curiosos. En F5 (Grou) observamos unha equidade no que a riqueza de taxóns se refire, e un aumento no índice de diversidade de Shannon-Wiener, establecendo que a comunidade atópase perfectamente equilibrada. Mais, se atendemos ós resultados dos índices de calidade da auga, esta descende unha categoría en cada un deles, indicando polo tanto que as familias que se atopan neste punto actualmente non son tan sensibles como eran as de 2001. Familias de dípteros coma Chironomidae ou Ceratopogonidae ou de plecópteros coma Nemouridae altamente representadas son propias de ambientes certamente degradados (Baumann, 1975, Serra *et al.*, 2017). É certo que en 2001 a familia Elmidae representaba case o 47% dos individuos identificados, e o resto de taxóns aparecían en moita menor medida. Este pode ser o motivo polo cal o índice de Shannon-Wiener mostra unha maior equidade na actualidade que na primeira época de mostraxe.

Aplicando unha visión global de todo o exposto até agora faise evidente que os ecosistemas entre ambas épocas de estudo non son os mesmos. Varían en todas as estacións con moitos cambios de dominancia, feito desencadeado fundamentalmente polo cambio no tipo de substrato nalgúns tramos. Os substratos exercen un papel indispensable para a habitabilidade das comunidades de macroinvertebrados ao seren un medio eficaz de protección e de alimento (Álvarez-Troncoso *et al.*, 2017), e determinan que taxóns van ter un maior éxito reprodutivo e, polo tanto, de supervivencia. Todo isto unido aos cambios evidentes no caudal e na velocidade da corrente pola regulación mediada polas estruturas asociadas á minicentral explican as diferenzas entre unha época e outra.

Conclusiones

Como se viña establecendo en anteriores traballos, o uso dos macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores son un excelente método para avaliar a calidade da auga e determinar o seu estado ecolóxico. O análise e comparación dos parámetros físico-químicos non abonda para elo, xa que quedou demostrado que non aportan a información suficiente sobre as alteracións ás que están sometidos os diferentes ecosistemas que atopamos no río. Convén, polo tanto, empregar estas medidas paramétricas tan so como complemento cando se queira realizar unha avaliación destas características.

Os índices permitíronnos ilustrar o impacto negativo que a minicentral e as súas estruturas asociadas exercen sobre o río e, polo tanto, sobre as comunidades de macroinvertebrados como consecuencia da regulación do fluxo.

Bibliografía

- ADELANTA (en liña). Grupo Adelanta: Negocios e enerxía eléctrica. Consultado o 22/05/2018 en: <http://www.adelanta.com/web/index.htm.php?lang=esedir=negociosetpl=energia>
- Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuellar, P., Álvarez, M., Avilés, J., Bonada, N., Casas, J., Mellado, A., Ortega, M., Pardo, I., Prat, N., Rieradevall, M., Robles, S., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega, A., Suárez, M.L., Toro, M., Vidal-Abarca, M.R., Vivas, S., Zamora-Muñoz, C. (2002). Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica*. 21 (3-4): 175-185.
- Alba-Tercedor, J., Pardo, I., Prat, N., Pujante, A. (2005). *Metodología para el establecimiento del Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para invertebrados bentónicos*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Álvarez-Troncoso, R. (2012). *Evaluación del efecto causado por minicentrales hidroeléctricas en ríos de Galicia (NO España), mediante el estudio de larvas de Trichoptera (Insecta)*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 210 pp.
- Álvarez-Troncoso, R., Benetti, C.J., Sarr, A., Garrido, J. (2017). The microhabitat preferences of Trichoptera in four rivers of Northwest Spain. *Mar. Freshwater Res.* 68 (9): 1686-1694.
- Armenteros, M., Saladrigas, D., González-Casuso, L., Estévez, E.D., Kowalewski, M. (2018). The role of habitat selection on the diversity of macrobenthic communities in the gulfs of the Cuban Archipelago. *Bull. Mar. Sci.* 94 (2): 249-268.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17 (3): 333-347.
- Barnes, J.B., Vaughan, I.P., Ormerod, S.J. (2013). Reappraising the effects of habitat structure on river macroinvertebrates. *Freshwater Biol.* 58: 2154-2167.
- Baumann, R. W. (1975). Revision of the stonefly family Nemouridae (Plecoptera): a study of the world fauna at the generic level. *Smithsonian Contrib. Zool.* 211: 1-74.

- Benetti, C.J., Alonso, A.I., Garrido, J. (2007). Comparación de la comunidad de coleópteros acuáticos (Adephaga y Polyphaga) en dos cuencas hidrográficas con distinto grado de acción antropogénica (Pontevedra, NO de España). *Limnetica*. 26 (1): 115-128.
- Benetti, C.J., Garrido, J. (2010). The influence of water quality and stream habitat on water beetle assemblages in two rivers in northwest Spain. *Vie Milieu*. 60 (1): 53-63.
- Benetti, C.J., Pérez-Bilbao, A., Garrido, J. (2012). Macroinvertebrates as indicators of water quality in running waters: 10 years of research in rivers with different degrees of anthropogenic impacts. En: Voudouris, K, Voutsas, D. (Eds.) *Ecological Water Quality – Water Treatment and Reuse*. Rijeka, Croatia: InTech. 95-122 pp.
- BOE (2015). Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. Nº 219. BOE-A-2015-9806.
- Bonada, N., Prat, V., Resh, H., Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.
- Carbonell, J.A., Bilton, D.T., Calosi, P., Millán, A., Stewart, A., Velasco, J. (2018). Metabolic and reproductive plasticity of core and marginal populations of the eurythermic saline water bug *Sigara selecta* (Hemiptera: Corixidae) in a climate change context. *J Insect Physiol.* 98: 59-66.
- De Jalón, D.G. (2008), de la ponencia: la regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad. *Management*, 4 (1): 343-348.
- Fernández-Díaz, M. (2003). *Estudo faunístico y ecológico de los coleópteros acuáticos (Adephaga y Polyphaga) en la cuenca del río Avia (Ourense, NO España): Distribución espacial y temporal*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Vigo, 146 pp.
- González, M.A., Cobo, F. (2006). *Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia*. A Coruña, España: Hércules De Ediciones. 173 pp.
- Hellawell, J.M. (2012). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Springer Science e Business Media.
- Jordaan, J.M. (2009). The uses of river water and impacts. En: Dooge, J.C.I. (Ed.) *Fresh Surface Water*. Oxford, UK: Eolss Publishers Co. 1-27 pp.
- Magurran, A.E. (1989). *Diversidad ecológica y su medición*. Vedral (ed.), Barcelona.
- Martins, R.T., Stephan, N.N.C., Alves, R.G. (2008). Tubificidae (Annelida: Oligochaeta) as an indicator of water quality in an urban stream in southeast Brazil. *Acta Limnol. Bras.* 20: 221-226.
- Metcalfe, J.L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ. Pollut.* 60: 101-139.
- METEOGALICIA (en liña). Informes climatológicos. Consultado o 25/05/2018 en: http://www.meteogalicia.gal/observacion/informesclima/informesIndex.action?request_locale=es
- Munné, A., Prat, N. (2004). Defining River Types in a Mediterranean Area: A Methodology for the Implementation of the EU Water Framework Directive. *Environ. Manage.* 34 (5): 711-729.
- Oscos, J., Leunda, P.M., Miranda, R., Escala, M.C. (2005). Calidad biológica de las aguas en el río Erro (Navarra, N España). *Ecología*. 19: 59-74.
- Oscos, J., Campos, F., Escala, M.C. (2006). Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica*. 25 (3): 683-692.
- Pardo, I., García, L., Delgado, C., Costas, N., Abraín, R. (2010). *Protocolos de muestreo de comunidades biológicas acuáticas fluviales en el ámbito de las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico. Convenio entre la Universidad de Vigo y las Confederaciones Hidrográficas del Miño-Sil y Cantábrico*. 65 pp.
- Pérez Bilbao, A., Benetti, C.J., Garrido, J. (2013). Estudio de la calidad del agua del río Furnia (NO España) mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. *Nova Acta Científica Compostelana (Biología)*. 20: 1-10.
- Sarr, A. (2011). *Evaluación del estado de conservación de ríos afectados por minicentrales hidroeléctricas mediante el estudio de coleópteros acuáticos*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo, 224 pp.
- Serra, S.S.Q., Graça, M.A.S., Dolédee, S., Feio, M.J. (2017). *Chironomidae* traits and life history strategies as indicators of anthropogenic disturbance. *Environ. Monit. Assess.* 189: 326.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Reidy Liermann, C., Davies, P.M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*. 467: 555-561.
- Wei-Wei, H., Gen-Xu, W., Wei, D., Sheng-Nan, L. (2008). The influence of dams on ecohydrological conditions in the Huaihe River basin, China. *Ecol. Eng.* 33: 233-241.
- Zamora-Muñoz, C., Alba-Tercedor, J. (1996). Bioassessment of Organically Polluted Spanish Rivers, Using a Biotic Index and Multivariate Methods. *Freshw Sci.* 15 (3): 332-352
- Zeybek, M., Kalyoncu, H., Karakas, B., Özgül, S. (2014). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Degirmendere Stream (Isparta, Turkey). *Turk. J. Zool.* 38: 603-613..454.