



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Facultad de Ciencias

Grado en Biología

Memoria de Trabajo de Fin de Grado

Evaluación de la calidad del Rego do Lagar en el marco de la Directiva 2000/60/CE: determinación del Estado Ecológico mediante el empleo de macroinvertebrados bentónicos

Avaliación da calidade do Rego do Lagar no marco da Directiva 2000/60/CE: determinación do Estado Ecolóxico mediante o emprego de macroinvertebrados bentónicos

Quality assessment of Rego do Lagar within the framework of Directive 2000/60/EC: setting the Ecological State through the use of benthic macroinvertebrates



Ismael González Cuns

Septiembre de 2017

Dirigido por: Dra. Lucía Couceiro López/ Dra. María José Servia García



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

Dña. Lucía Couceiro López y Dña. María José Servia García autorizan la presentación del trabajo de fin de grado “Evaluación de la calidad del Rego do Lagar en el marco de la Directiva 2000/60/CE: determinación del Estado Ecológico mediante el empleo de macroinvertebrados bentónicos” presentado por Ismael González Cuns para su defensa ante el tribunal calificador.

Dra. Lucía Couceiro López

Dra. María José Servia García

En A Coruña a 12 de Septiembre de 2017

ÍNDICE

Resumen/Resumo/Summary	1
1. Introducción	3
1.1. Indicadores Biológicos	3
1.2. Legislación.....	7
2. Objetivos	7
3. Material y métodos	7
4. Resultados	11
5. Discusión	13
6. Conclusiones/Conclusiones/Conclusions	20
7. Agradecimientos	22
8. Bibliografía	23

Resumen

La Directiva 2000/60/CE o Directiva Marco del Agua (DMA) persigue la protección de los medios acuáticos para garantizar que, en el ámbito europeo, todos ellos alcancen un buen estado ecológico. El objetivo de este trabajo es, aplicando la DMA y legislación asociada, establecer el estado ecológico del Rego do Lagar (A Coruña, España) para tratar de identificar las posibles presiones que podrían estar afectando de una forma negativa a este medio y discutir posibles medidas de corrección o restauración para mejorar su estado. Para la determinación de dicho estado ecológico, se han empleado macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos mediante el cálculo de los índices IBMWP y METI. Éstos indican que el estado ecológico del Rego do Lagar es moderado/deficiente. Así, diferentes presiones como la modificación del medio físico por el proceso de urbanización o el posible efecto negativo de productos agrícolas utilizados en terrenos circundantes podrían ser las responsables del estado actual. Entre las medidas para la mejora de su estado ecológico podrían incluirse la implantación de un programa de seguimiento, la facilitación de información sobre el correcto uso de los productos agrícolas a los agricultores de la zona o la creación de programas de voluntariado para la limpieza de su cauce.

Palabras clave: biomonitorización, índices biológicos, índices multimétricos, macroinvertebrados, DMA, aguas dulces, ríos urbanos.

Resumo

A Directiva 2000/60/CE ou Directiva Marco da Agua (DMA) persegue a protección dos medios acuáticos para garantir que, no ámbito europeo, todos eles acanden un bo estado ecolóxico. O obxectivo deste traballo é, aplicando a DMA e lexislación asociada, establecer o estado ecolóxico do Rego do Lagar (A Coruña, España) para tratar de identificar as posibles presións que poderían estar afectando dunha forma negativa ao medio e discutir posibles medidas de corrección ou restauración para mellorar o seu estado. Para a determinación de dito estado ecolóxico, empregáronse macroinvertebrados bentónicos como indicadores biolóxicos mediante o cálculo dos índices IBMWP e METI. Éstos indican que o estado ecolóxico do Rego do Lagar é moderado/deficiente. Así, diferentes presións como a modificación do medio físico debido ao proceso de urbanización ou o posible efecto negativo dos produtos agrícolas empregados nos terreos circundantes, poderían ser as responsables do seu estado actual. Entre as medidas para mellorar o seu estado ecolóxico poderían incluírse a implantación dun programa de seguimento, a facilitación da información sobre o correcto emprego dos produtos agrícolas aos agricultores da zona ou a creación de programas de voluntariado para a limpeza do seu cauce.

Palabras clave: biomonitorización, índices biológicos, índices multimétricos macroinvertebrados, DMA, augas doces, ríos urbanos.

Summary

Directive 2000/60 / EC or the Water Framework Directive (WFD) aims to protect water bodies to ensure that, at European level, they reach a good ecological status. The objective of this work is to set the ecological status of Rego do Lagar (A Coruña, Spain) by applying the WFD and related legislation, as well as to try to identify possible pressures that could be negatively affecting this water body. Possible corrective or restorative measures to improve its condition are discussed. Benthic macroinvertebrates were used for the determination of the ecological status by calculating both IBMWP and METI indices. Those indices indicate that the ecological status of the Rego do Lagar is moderate/deficient. Different pressures might be responsible of this status, such as the modification of the physical environment by the urbanization process or the possible negative effect of agricultural products used on surrounding land. Possible solutions to improve this status could include, among others, the implementation of a monitoring program, the provision of information on the correct use of agricultural products to farmers in the area, or the creation of voluntary programs for the cleaning of the riverbed.

Keywords: biomonitoring, biotic índices, multimetric índices, macroinvertebrates, WFD, freshwater, urban rivers

1. Introducción

La industrialización y el crecimiento de la población han sido desde hace décadas los detonantes del desarrollo de procesos de seguimiento del estado de las aguas, ya que con ellos nace la necesidad de mantenerlas en un estado óptimo, que no perjudique la salud de los consumidores. De hecho, hasta hace pocos años, la potabilidad representaba la mayor preocupación de los programas de seguimiento de las masas de agua superficiales.

El 22 de diciembre del año 2000, el parlamento europeo aprueba la Directiva 2000/60/CE, también conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), que establece, en un marco comunitario, la vía de actuación en lo concerniente a la política de aguas. Esta nueva directiva representa un planteamiento completamente distinto al de sus predecesoras, y ya en su primer punto establece claramente que el agua no es un mero bien comercial, sino un valioso patrimonio que debemos proteger y defender. De acuerdo con este enfoque, se da un paso más en la monitorización de las aguas y se introduce, a mayores de los métodos fisicoquímicos y microbiológicos, la necesidad de implementar un seguimiento del estado ecológico de las masas de agua, esto es, de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales (Directiva 2000/60/CE).

1.1 Indicadores Biológicos

La evaluación del estado ecológico requiere procesos de biomonitorización, los cuales se pueden definir como “el uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar los cambios en el medio ambiente, con la intención de usar esta información en un programa de control de calidad” (Matthews, 1982). Un elemento clave de estos procesos de biomonitorización, son pues, los Indicadores Biológicos. Odum (1972), define a los organismos indicadores como aquellas especies cuya presencia demuestra la existencia de ciertas condiciones en el medio, mientras que su ausencia es la consecuencia de la alteración de tales condiciones. No obstante, dado que, por lo general, todo organismo es indicador de las condiciones del medio en que se desarrolla (ya que su existencia en un espacio y momento determinados responde a su capacidad para adaptarse a los distintos factores ambientales), el término organismos indicadores es utilizado más frecuentemente para referirse a aquellas especies que muestran una notable sensibilidad, o más raramente una notable tolerancia a varios parámetros ambientales.

El uso de indicadores biológicos presenta un cierto número de ventajas frente a los tradicionales análisis fisicoquímicos, entre las cuales destaca su bajo coste y su capacidad de ofrecer información retrospectiva (Alba-Tercedor, 1996). La reducción de costes se produce principalmente a causa de la menor exigencia

tecnológica de los métodos biológicos, sobre todo cuando es necesario detectar concentraciones extremadamente bajas como las que caracterizan los niveles ambientales de muchos compuestos contaminantes. Además, es importante tener presente que los métodos biológicos evitan la determinación regular de un número elevado de parámetros físicos y químicos al confluir en los organismos los efectos de muchas de estas variables (Alba-Tercedor, 1996). Por otra parte, mientras que los métodos analíticos únicamente reflejan las condiciones de las aguas en el momento del muestreo, la aproximación con empleo de indicadores biológicos nos permite conocer las condiciones existentes tiempo atrás, lo que facilita detectar vertidos realizados en días o semanas anteriores al muestreo.

Los indicadores biológicos más frecuentemente empleados en la biomonitorización de los ecosistemas dulceacuícolas son: fitoplancton y fitobentos (microalgas bentónicas, sobre todo diatomeas), macrófitas, ictiofauna, zooplancton y macroinvertebrados bentónicos (De Pauw et al., 2006). En la Figura 1 aparecen las diferentes presiones fisicoquímicas e hidromorfológicas a las que estos indicadores son sensibles. Aquellos organismos con tiempos de generación cortos como por ejemplo el fitoplancton o las microalgas (Stancheva & Sheath, 2016), son indicadores de contaminación a corto plazo, pues éstos responden rápidamente a los cambios ambientales. Las macrófitas son indicadores de cambios a medio y a largo plazo, son fáciles de detectar y tienen una taxonomía relativamente sencilla, en comparación con las diatomeas (Ordeix et al., 2012). Una ventaja de la utilización de peces como indicadores es su longevidad, ya que esto les permite ser indicadores de impactos a largo plazo (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 2007). En lo relativo a las comunidades de zooplancton, dentro de las presiones fisicoquímicas, se observaron cambios en la composición en el seno de las comunidades de ciertas especies como resultado de procesos comunes a los que afectan a las demás comunidades de indicadores, como por ejemplo, la eutrofización, turbidez del agua y sólidos en suspensión (Perbiche-Neves et al., 2016). A mayores, también destacan por su sensibilidad a cambios en la concentración de fósforo y clorofila-A, así como la influencia que tiene sobre las comunidades el incremento de cloruros (NaCl, KCl, MgCl₂) y otras sales y la variación en el nivel de pH que estas producen (Jones et al., 2017).

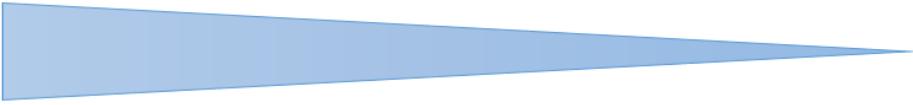
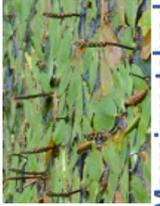
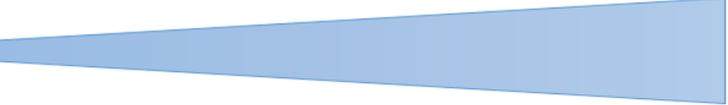
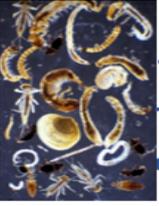
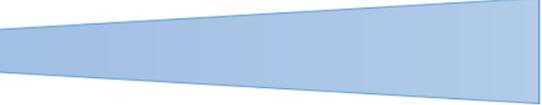
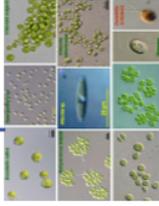
	Tamaño corporal	Facilidad de muestreo	Facilidad de identificación	Presiones fisicoquímicas	Presiones hidromorfológicas
PECES				Contaminación térmica, por metales u orgánica, eutrofia, cambios en la mineralización, aparición de toxicidad por algas y desoxigenación del agua.	Cambios en profundidad, anchura, continuidad, régimen de caudal, tasa de renovación, composición granulométrica y morfología del lecho y vegetación de ribera.
Macrófitas				Sólidos en suspensión y enriquecimiento de nutrientes del sistema	Cambios en el régimen de caudal, características morfológicas del lecho de los ríos y continuidad.
Macroinvertebrados				Contaminación térmica, metales, orgánica u otros contaminantes, eutrofización y cambios en la mineralización	Alteración del régimen de caudal, tasa de renovación y modificación del lecho fluvial
Zooplancton				Eutrofización, cambios en la concentración de fósforo, sales y clorofila-A, turbidez del agua, sólidos en suspensión, y variaciones del pH.	Cambios en la profundidad y velocidad de la corriente
Fitoplancton				Contaminación térmica y orgánica, eutrofización, y cambios en la mineralización	Cambios en las tasas de renovación.

Figura 1. Representación de las características y diferentes presiones que afectan a los principales grupos de muestreo.

Aunque la Directiva 2000/60/CE contempla el uso de cualquiera de los anteriores indicadores para evaluar la calidad de las aguas, los macroinvertebrados bentónicos son los indicadores por excelencia en los estudios de biomonitorización de ecosistemas lóticos. Las principales ventajas de utilizar estos organismos para evaluar la calidad de las aguas son, entre otras, el bajo coste del equipamiento necesario para llevar a cabo el muestreo y la sencillez de los procedimientos de recogida de las muestras e identificación de las mismas, pues son animales de tamaño relativamente grande e identificables de forma relativamente sencilla a nivel de familia. Otras ventajas importantes son su ubicuidad, su naturaleza sedentaria, que facilita el análisis espacial, y su sensibilidad especial a diferentes tipos de contaminantes. Además, puesto que las especies que integran este grupo presentan ciclos de vida que oscilan en duración desde apenas un mes hasta más de un año, constituyen indicadores óptimos tanto a medio como a largo plazo. Finalmente, la extraordinaria diversidad taxonómica del grupo posibilita que el mismo exhiba una amplísima gama de tolerancias frente a diferentes parámetros ambientales, ya que los distintos taxa tienen requerimientos ecológicos diferentes (Hellowell, 1986; Bonada et al., 2006).

El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de las aguas tampoco está exento de críticas. La primera de ellas es la discrepancia entre los resultados obtenidos por este método y por los métodos fisicoquímicos y microbiológicos, ya que, por ejemplo, el agua de un sistema lótico puede presentar una buena calidad sanitaria pese a exhibir una pésima calidad biológica. De hecho, es frecuente no poder establecer correlaciones entre los resultados obtenidos por ambas aproximaciones en los mismos puntos de muestreo (Alba-Tercedor, 1996). Sin embargo, dado que los análisis fisicoquímicos no siempre reflejan las condiciones tiempo atrás como si lo hacen las técnicas basadas en el uso de indicadores biológicos, solo coincidirían los resultados de ambos cuando la contaminación es prolongada en el tiempo (Alba-Tercedor, 1996).

Otra de las críticas radica en el hecho de que la técnica se basa en la presencia o ausencia de organismos sujetos a ciclos anuales que, en consecuencia, pueden experimentar una sustitución temporal a lo largo del año. De esta manera, las variaciones en la calidad de las aguas inferidas a partir de estos índices podrían no ser más que un mero artificio causado por estos procesos intrínsecos a los ciclos vitales de las especies implicadas. Esta limitación podría, sin embargo, superarse restringiendo temporalmente la toma de muestras, y se ha demostrado que ciertos índices como, por ejemplo, el índice IBMWP ("Iberian Biomonitoring Working Party", antes BMWP'), son independientes de la estacionalidad (Zamora-Muñoz et al., 1995). Además, la legislación establece que los métodos e índices empleados en el establecimiento del estado ecológico de las masas de agua deben evaluar comunidades de indicadores, no

organismos de forma individual. Este hecho, hace que se reduzcan los errores y se magnifique la capacidad de detección de posibles alteraciones (Alba-Tercedor,1996). No obstante, cabe destacar que el empleo de varios tipos de organismos indicadores en programas de evaluación muchas veces no suele ser viable por cuestiones de logística y coste (Barbour et al., 1999) y además la información ofrecida puede ser redundante (Resh, 2008).

1.2 Legislación

El proceso de implementación de la DMA en España ha provocado la publicación de numerosos documentos legislativos. Así, por ejemplo, el RD 817/2015 traslada que la evaluación debe reflejar el grado de desviación de las condiciones biológicas observadas en el medio respecto a las mejores condiciones posibles, denominadas condiciones biológicas de referencia, y ofrece dichos valores de referencia para los distintos tipos de masa de agua. Según el grado de desviación respecto a éstos, las categorías del estado ecológico de las masas de agua que establece la DMA son las siguientes: Muy buen estado ecológico, cuando no existen alteraciones antropogénicas o existen alteraciones de muy escasa importancia. Buen estado ecológico, cuando la masa de agua superficial muestra valores bajos de distorsión causada por la actividad humana. Estado ecológico moderado, cuando los valores se desvían moderadamente de los que normalmente se asocian a condiciones inalteradas de las masas de agua, mostrando signos moderados de distorsión causados por la actividad humana. Por último, estado ecológico deficiente y estado ecológico malo, cuando obtenemos valores correspondientes a alteraciones importantes y graves respectivamente. También encontramos la clasificación de buen potencial ecológico, para referirnos a una masa de agua muy modificada o artificial, cuyos indicadores de los elementos de calidad muestran leves cambios en comparación con los valores correspondientes al tipo de masa más estrechamente comparable.

2. Objetivos

El objetivo principal de este estudio es, aplicando la DMA y legislación asociada, establecer el estado ecológico del Rego do Lagar (A Coruña, España) para tratar de identificar las posibles presiones que podrían estar afectando de una forma negativa a dicho medio lótico, y de ser necesarias, discutir posibles medidas de corrección o restauración para mejorar su estado.

3. Material y Métodos

Se ha procedido a evaluar el estado ecológico de las aguas del Rego do Lagar (o de Castro) mediante el uso de macroinvertebrados bentónicos siguiendo los

protocolos y directrices recogidas en la Directiva Europea 2000/60/CE y en la legislación española derivada.

El Rego do Lagar es un afluente del Río Mesoiro, que nace en la localidad del Castro de Elviña, atravesando el campus de Elviña de la Universidade da Coruña, a una altura de 113 m sobre el nivel del mar. En la Figura 2 se puede observar el recorrido del Rego do Lagar desde su nacimiento hasta su desembocadura en el Mesoiro, así como los tramos que están en superficie y soterrados.

Tal y como se recomienda en la normativa, el muestreo se realizó en primavera, el día 29/03/2017. La longitud del tramo muestreado (50 m) fue no obstante inferior a la establecida en los protocolos oficiales (100 m) debido al pequeño tamaño del sistema y la imposibilidad de acotar un tramo homogéneo de dicha longitud. Brevemente, el tramo muestreado se situó entre las coordenadas geográficas 43°19'46.81"N/8°24'44.09"O y 43°19'48.45"N/8°24'44.11", correspondiéndose con la porción de la cuenca que discurre en el entorno de las huertas de Elviña (Figura 2).

Puesto que la toma de muestras ha de ser representativa de los distintos hábitats presentes a lo largo del tramo estudiado, el tramo inicial de 50 m fue subdividido en cinco tramos más pequeños de 10 m para, a continuación, estimar para cada uno de ellos el porcentaje de cobertura de los distintos hábitats, a saber, sustratos duros, arenas y otros sedimentos, detritos vegetales, márgenes vegetadas y macrófitas sumergidas. Una vez estimados, se procedió a recoger en cada subtramo dos *kicks* o unidades de muestreo utilizando una red Surber de 0.25X0.25 m. La materia retenida en la red Surber se lavó sucesivas veces para retener el menor porcentaje posible de materia vegetal y mineral y, finalmente, se filtró con la ayuda de un copo y se almacenó en un recipiente cerrado. Durante la recogida de la muestra también se verificó la presencia de macroinvertebrados del epineuston que difícilmente podrían ser capturados por la red Surber, y se contaron los ejemplares de cada una de las especies presentes para su posterior uso en el cálculo de los índices de determinación del estado ecológico.

En el laboratorio, el mismo día de la toma de la muestra, se procedió a conservar la misma en etanol al 70%. La muestra fue procesada en los días inmediatamente posteriores. El primer paso consistió en la separación de los macroinvertebrados presentes de los restos de materia vegetal y mineral. A continuación, se procedió a la identificación de todos y cada uno de los individuos separados a nivel de familia, con la ayuda de un microscopio estereoscópico y una guía de identificación (Tachet et al., 2003). Una vez identificados, se contó el número de individuos de cada una de las familias determinadas.

Con el objetivo de conocer las condiciones de referencia con las cuales comparar los valores observados de los índices biológicos, así como normalizar las

distintas métricas que integran uno de ellos, la tipología del sistema fluvial estudiado fue determinada utilizando los datos recogidos en la Tabla 37 del Anexo II de la Orden ARM/2656/2008. Para obtener los valores de las distintas variables de interés del Rego do Lagar, se consultaron diversas fuentes, como los documentos del proyecto SOSTAGUA llevado a cabo en los Campus de Elviña y A Zapateira de la Universidade da Coruña (Cagiao et al., 2010).



Figura 2. Ortofoto del PNOA del año 2005 superpuesta a la red hidrográfica de la zona de estudio correspondiente también al año 2005. En azul oscuro están destacados los tramos de río que discurren por la superficie y en azul más claro aquellos que están soterrados. Rodeado por una elipse en color amarillo, se indica la zona muestreada del Rego do Lagar. También se puede observar la reducción de la cuenca de drenaje original (modificado de Cagiao et al., 2010).

Posteriormente, se realizaron los cálculos de los dos índices principales que marca la legislación, en el RD 817/15, para la tipología de “Río costero cántabro-atlántico” (R-T30); estos son, el índice IBMWP (Iberian Monitoring Working Party) y el METI (Índice multimétrico específico del tipo). Para calcular el índice IBMWP, se procedió según se establece en el protocolo publicado (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013). A cada una de las familias

previamente identificadas se le otorgó su correspondiente puntuación de acuerdo con lo establecido en el Anexo I del mencionado protocolo. A continuación, se sumaron todos los valores para obtener el valor observado del índice. Finalmente, el valor observado en la muestra se comparó con el correspondiente valor de referencia obteniéndose una “Ratio de Calidad Ecológica” (RCE). Atendiendo al RCE, se compara con los valores frontera de cambio de estado recogidos en el RD 817/15 y se procede a establecer el estado ecológico de la masa de agua.

Para el cálculo del METI es necesario, como en el caso anterior, conocer los distintos taxa y familias presentes, así como también sus abundancias. Las métricas para el cálculo de este índice son las siguientes:

- Métricas de riqueza: Éstas engloban el número de familias (número total de familias presentes en la muestra), número de familias EPT (número total de familias de las órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), número de familias PT (número de familias de las órdenes Plecoptera y Trichoptera) y número de familias sensibles (número de familias sensibles presentes en la muestra, en función de la tipología de la masa de agua).
- Métricas de porcentaje: Se incluyen los porcentajes de riqueza de familias sensibles, de los tres taxa dominantes, de los seis taxa dominantes y el porcentaje de Oligochaeta.
- Métricas de abundancia: Éstas son, la abundancia relativa de familias EPT y la abundancia absoluta de PT. Para el cálculo de la abundancia relativa de las familias EPT, se codifican las abundancias de las familias existentes en la muestra, con la ayuda de una escala recogida en el protocolo para el cálculo del índice METI. Una vez hecho esto, se calcula la métrica dividiendo la suma de las clases de abundancia de las familias que pertenecen a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, entre la suma de las clases de abundancia de todos los taxa presentes en la muestra. La abundancia absoluta de PT requiere el conocimiento del total de individuos pertenecientes a las familias de los órdenes Plecoptera y Ephemeroptera.
- Índices de Bray-Curtis y de diversidad de Margalef.

En nuestro caso, al tratarse de una tipología R-T30, son necesarias solamente las siguientes métricas de entre todas las citadas anteriormente: Número de familias, número de familias EPT, número de familias sensibles, porcentaje de familias sensibles, porcentaje de los tres taxa dominantes, porcentaje de Oligochaeta, abundancia absoluta de PT e índice de Bray-Curtis. Para la determinación del índice METI, se multiplicaron por dos los valores de abundancia de los individuos de cada familia, ya que como se mencionó anteriormente, las muestras se obtuvieron en un tramo de 50 m, y no en uno de 100 m como los valores de referencia reflejados en los protocolos oficiales. Una

vez realizados los cálculos y determinadas las métricas, se realizan la transformación, estandarización y la suma de las métricas y la obtención del METI, como describe el protocolo (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2016). Una vez obtenido, dividimos el valor observado en nuestra muestra por la mediana del valor correspondiente a la muestra de referencia, teniendo en cuenta la tipología de la masa de agua objeto de estudio. Los valores de referencia están recogidos en el Anexo II del RD 817/15.

Tras la determinación de los índices IBMWP y METI, se procede a comparar los resultados con los valores frontera establecidos para nuestra tipología de río, y así, poder establecer el estado/potencial ecológico de nuestra masa de agua.

4. Resultados

Previo a la toma de muestras, se determinaron los porcentajes estimados de cobertura de los distintos hábitats fluviales definidos propios de un muestreo multihábitat. El lecho del río está constituido en un 68% por sustratos duros, un 19% de detritos vegetales y un 13% de arenas y otros sedimentos, con ausencia de macrófitas sumergidas ni de márgenes vegetadas en el río. Una vez concluido el proceso de identificación de los macroinvertebrados bentónicos presentes en la muestra, se contabilizaron un total de 1664 individuos, pertenecientes a 12 órdenes y 21 familias (Tabla 1). La distribución de estos individuos entre las distintas familias no fue sin embargo equitativa: la Familia Gammaridae (O. Amphipoda), con 1065 individuos, supuso más del 60% de la muestra y, junto con las familias Simuliidae (198 individuos) e Hydrobiidae (102 individuos) reunió a más del 80% de los individuos (Figura 2).



Figura 2. Identidad de las tres familias dominantes en la muestra. A) Familia *Gammaridae* (Imagen tomada de <http://lifeinfreshwater.net/scuds-gammaridae/>); B) Familia *Simuliidae* (Imagen tomada de <http://lifeinfreshwater.net/true-flies-diptera/>); C) Familia *Hydrobiidae* (Imagen tomada de <http://www.aquaticnuisance.org/fact-sheets/new-zealand-mudsnail>).

Tabla 1. Resultados de identificación, cuantificación y puntuación del índice IBMWP para cada una de las familias de la muestra.

Taxa	Familias	Número	Puntuación IBMWP
Acariformes		1	4
Anfípodos	<i>Gammaridae</i>	1065	6
Bivalvos	<i>Sphaeriidae</i>	38	3
Coleópteros	<i>Scirtidae</i>	4	3
Dípteros	<i>Simuliidae</i>	198	5
	<i>Chironomidae</i>	70	2
	<i>Tabanidae</i>	20	4
	<i>Ceratopogonidae</i>	4	4
	<i>Limoniidae</i>	18	4
	<i>Rhagionidae</i>	1	4
Efemerópteros	<i>Baetidae</i>	8	4
Gasterópodos	<i>Hydrobiidae</i>	102	3
Heterópteros	<i>Veliidae</i>	10	3
Hirudineos	<i>Glossiphonidae</i>	2	3
Odonatos	<i>Cordulegasteridae</i>	29	8
	<i>Coenagrionidae</i>	1	6
Oligoquetos		5	1
Tricópteros	<i>Limnephilidae</i>	1	7
	<i>Hydropsychidae</i>	84	5
	<i>Beraeidae</i>	2	10
	<i>Sericostomatidae</i>	1	10
TOTAL		1664	

Con los datos mencionados se calcularon los índices IBMWP y METI siguiendo los pasos ya explicados con anterioridad en este trabajo, dando como resultado valores de 0.44 y 0.47 respectivamente. El IBMWP se obtuvo dividiendo el sumatorio de las puntuaciones de las familias de la muestra entre la puntuación de referencia, es decir, 99 entre 225. Para el METI se obtuvieron los siguientes resultados expresados en la Tabla 2, junto con las transformaciones y estandarizaciones necesarias. Una vez determinadas las métricas que aparecen en la Tabla 2, se realiza el sumatorio los valores y se obtuvo como resultado 3'7, que se dividió, como en el caso del índice anterior, entre el valor de referencia (7.8174), para obtener el grado de desviación. Los resultados de ambos índices se encuentran representados la Figura 3, donde también se puede observar la clasificación del estado ecológico de la masa de agua atendiendo al resultado de cada uno de los dos.

Tabla 2. Valores de las distintas métricas del índice METI, transformaciones y estandarizaciones.

MÉTRICAS	VALOR	TRANSFORMACIÓN	ESTANDARIZACIÓN
Nº FAMILIAS	21		0.636
Nº EPT	5		0.303
Nº SENSIBLES	1		0.125
% SENSIBLES	4.76%	0.048	0.194
% 3 TAXA DOMINANTES	82.03%	0.180	0.416
% OLIGOCHAETA	0.30%	0.997	1.004
ABUNDANCIA ABSOLUTA PT	176	2.248	0.764
BRAY-CURTIS	15.28%	0.153	0.257
TOTAL			3.700

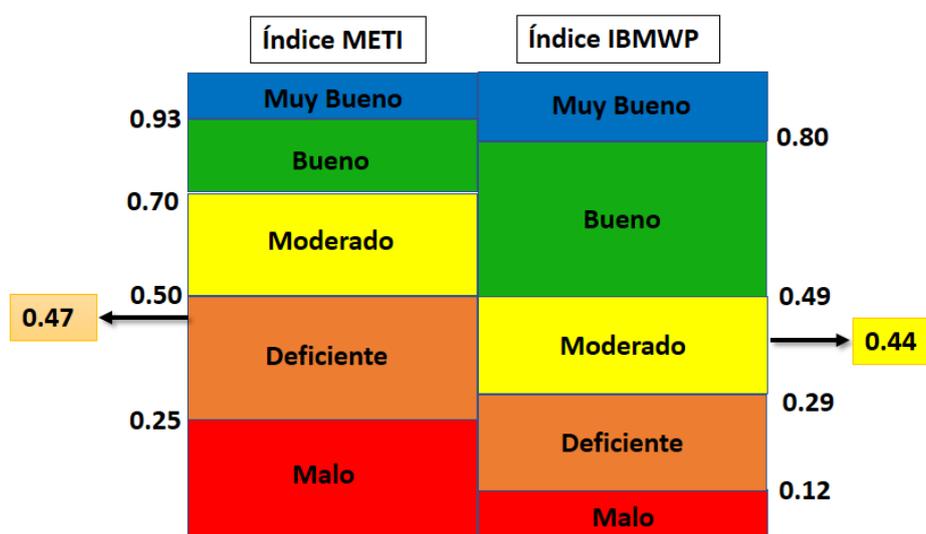


Figura 3. Resultados de los índices IBMWP y METI, representados en sus respectivas escalas según el RD 817/2015.

La clasificación del estado ecológico de la masa de agua del Rego do Lagar, según el resultado del índice IBMWP es moderado (valores del intervalo comprendidos entre 0.29 y 0.49), con un valor del índice de 0.44. Si observamos el resultado del índice METI, la clasificación sería deficiente (valores del intervalo comprendidos entre 0.25 y 0.50), obteniendo un valor de 0.47.

5. Discusión

En el presente estudio se valoró y determinó el estado ecológico del Río do Lagar, utilizando los índices IBMWP y METI, dos índices creados para su empleo en la Península Ibérica. El IBMWP fue adaptado del índice BMWP del Reino Unido (Armitage et al., 1983), incluyendo ciertas familias ibéricas, modificando

algunas puntuaciones y correlacionando los posibles valores del mismo con cinco grados de contaminación (Alba-Tercedor, 2004). Por su parte, el índice METI fue creado específicamente para su empleo en el establecimiento del estado ecológico de las masas de agua del noroeste de la Península Ibérica (Pardo et al., 2009).

Paradójicamente, los resultados obtenidos para ambos índices (IBMWP y METI) fueron ligeramente dispares. El índice IBMWP otorgó una clasificación de estado ecológico al Rego do Lagar más favorable que el otorgado mediante el uso del índice METI. La existencia de este tipo de discrepancias está contemplada en la legislación, ya que el RD 817/2015 indica específicamente que “el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, en coordinación con las demarcaciones hidrográficas, definirá criterios específicos para combinar los indicadores correspondientes a los elementos de calidad biológicos que se aprobarán mediante Instrucción e incorporarán a este anexo”. Sin embargo, en la práctica, todavía no se dispone de experiencias reales en las que se hayan combinado estos índices (A. Gayoso, Xunta de Galicia, com. pers.).

Couto-Mendoza et al. (2015) obtuvieron discrepancias similares entre ambos índices al establecer el estado ecológico de ríos de cinco tipologías diferentes en la cuenca hidrográfica Miño-Sil. Así, estos autores señalan que, aunque los dos índices resultan adecuados para su uso en el NO de la Península Ibérica, la menor complejidad de cálculo del IBMWP y la amplia tradición en su uso en otras áreas geográficas pueden suponer una ventaja frente al uso del METI. Además, para la elaboración del índice METI se realiza una selección de varias métricas, lo que podría enmascarar o exagerar los verdaderos efectos de la perturbación humana si aquellas que se han seleccionado son poco informativas de la respuesta del sistema (Schoolmaster et al., 2013). Otra de las problemáticas del índice METI es la relacionada con el establecimiento de los sitios de referencia, ya que, si la selección del sitio o los sitios que se toman para ello presentan deficiencias, éstas pueden conducir a un error en la estimación de la multimetría en su cómputo global, haciendo su implementación más difícil (Couto-Mendoza et al. 2015). Establecer unas buenas condiciones de referencia no solo es importante en el caso del índice METI, ya que esto también es algo esencial en el caso de todos los demás índices biológicos. Sin embargo, la popularización de los trabajos de biomonitorización ha comenzado cuando ya los impactos humanos son tan extensos que encontrar sitios no perturbados es casi imposible (Ligeiro et al., 2013). Es importante, pues, recalcar la necesidad de establecer en el Noroeste de la Península Ibérica unas buenas condiciones de referencia que, en la medida de lo posible, sean representativas de cada tipología de río presente en el territorio.

Volviendo al presente estudio, debemos recordar que debido al muestreo realizado, las abundancias de cada familia para el cálculo del índice METI fueron estimadas, por lo que podríamos estar sobrevalorando o infravalorando el

número real de individuos presentes de cada familia en el curso de agua. Además, no disponemos de valores de los parámetros fisicoquímicos e hidromorfológicos que se deben incluir también en un estudio de estas características (Directiva 2000/60/CE).

El presente estudio sugiere que el Rego do Lagar muestra un estado ecológico Moderado o Deficiente de acuerdo con los índices IBMWP y METI. Ante las discrepancias ofrecidas por los mismos, hemos comparado el número de familias de macroinvertebrados encontradas en este estudio (21) con las registradas en otros estudios llevados a cabo en los últimos tres años en el mismo río (Gómez, 2015; Proxecto Ríos, informes anuales, 2014, 2015 y 2016), observando que este número es similar o incluso menor. La identidad de los órdenes encontrados también coincide en su mayoría, aunque destaca el hecho de que en este estudio no se ha encontrado el orden Plecoptera, presente en el estudio realizado por Gómez (2015). Este orden se utiliza en varias de las métricas empleadas en el cálculo del METI y tiene una puntuación elevada en el cálculo del IBMWP, por lo que su ausencia ha podido tener un papel importante en los resultados finales de ambos índices. ya que ese orden está implicado en varias de las métricas empleadas para su cálculo. Sin embargo, el registro de los datos del estado ecológico del Rego do Lagar de los últimos tres años (Proxecto Ríos, informes anuales, 2014, 2015 y 2016), muestra que el estado ecológico del mismo se correspondía con un estado moderado. Además, los registros del estado ecológico del río Mesoiro (del cual el Rego do Lagar es afluente) de los años 2015 y 2016, que son los dos únicos años de los que se tiene registro, muestran que su estado también es moderado (A. Gayoso, Xunta de Galicia, com. pers.). Por tanto, el resultado de la clasificación del estado ecológico del Rego do Lagar obtenido en este estudio, no discrepa con los resultados de años anteriores de otros autores (Proxecto Ríos, informes anuales, 2014, 2015 y 2016).

Debido al gran avance de las industrias y al crecimiento de las poblaciones humanas que conducen a la expansión urbana, no es de extrañar que la degradación del medio físico (Feld et al., 2011) o la contaminación orgánica y acidificación (Friberg et al., 2011) sean algunas de las principales presiones sobre los cursos de agua dulce a nivel mundial hoy día. En el caso de los ríos del noroeste de la Península Ibérica, la alteración humana más común es la contaminación orgánica causada principalmente por vertidos ocasionales de aguas residuales procedentes de asentamientos humanos o de actividades agrícolas (Cobo & González, 2006, Cobo et al., 2013). Sin embargo, la degradación de los cursos de agua causada por la urbanización no es un problema único con una única solución, o incluso un conjunto bien definido de problemas con soluciones bien definidas, si no que más bien es el efecto acumulativo de la variedad de actividades humanas en las cuencas urbanas lo que influye profundamente en las corrientes y su biota (Booth et al., 2004).

El análisis de la zona por la que transcurre el Rego do Lagar muestra la presencia de varios factores que podrían explicar que este río se encuentre en un estado ecológico moderado/deficiente. Muchas de estas presiones han sido descritas en el proyecto SOSTAUGA (Cagiao et al., 2010). Debido a que es una zona de expansión urbana, está sometida a condiciones poco respetuosas con el medio natural, alterando los terrenos que se encuentran en los alrededores del río y formándose zonas de acumulación de residuos o tierras abandonadas. Dicha expansión urbana propició una reducción en la cuenca hidrográfica a la que pertenece el Río do Lagar, de 1.76 km² a 1.20 km² debido a la construcción de la Avenida de Lavedra (Figura 1) (Cagiao et al., 2010), lo que supone una distorsión en la red de drenaje de la cuenca. Así mismo, también provocó que se soterraran algunos tramos del río y a que solo algunos de los otros tramos conserven cierto grado de naturalidad. Así, una alteración clave de las cuencas debido a los procesos de urbanización es precisamente el aumento de las superficies impermeables que, junto con los sistemas de drenaje urbano, alteran el régimen hidrológico. El área impermeable drena directamente a los arroyos a través de tuberías en lugar de drenar a la tierra permeable circundante (Walsh et al., 2005). Esto lleva a que la escorrentía superficial aumente a medida que disminuye la infiltración, causando una disminución en el tiempo que transcurre entre los eventos de precipitación y la descarga máxima (Booth, 2004). Esto aumenta el riesgo de sequía, ya que la recarga del agua subterránea disminuye (Paul & Meyer, 2001). Además de los cambios en la cantidad de agua, los cambios en la calidad del agua también se han vinculado a la urbanización; Paul & Meyer (2001) resaltan que la urbanización conduce a un aumento en la demanda de oxígeno, conductividad, sólidos en suspensión, amonio, hidrocarburos, nutrientes y metales, así como a un cambio en el régimen de temperatura de los cursos de agua. Además, la modificación de los tramos de río y su canalización llevan a que el Río do Lagar presente un escaso caudal, ocasionando esto una disminución del oxígeno disuelto que podría provocar una reducción de la biota presente (Wenger et al., 2009).

Los efectos de la urbanización a menudo se reducen o se confunden cuando la urbanización ocurre en tierras previamente utilizadas para la agricultura (Fitzpatrick et al., 2004, Heatherly et al., 2007). Por ejemplo, en su investigación en nueve áreas metropolitanas a través de los EE.UU., Brown et al. (2009) no encontraron respuestas detectables de indicadores biológicos (algas y peces) a la calidad del agua (N y herbicidas) con la urbanización de tierras que anteriormente habían sido destinadas a la agricultura. Los autores achacan esta falta de respuesta al hecho de que los miembros sensibles de estos grupos ya habían sido eliminados por los factores de estrés asociados con las actividades agrícolas. En el caso del Río do Lagar, antes de consumarse la urbanización de la zona, las tierras se dedicaban a la agricultura tradicional. A día de hoy todavía se realizan actividades agrícolas en las tierras circundantes al río, pudiendo contribuir el uso de abonos, herbicidas y pesticidas al deterioro de su estado

ecológico. Éstos se incorporan al curso de agua en época de lluvias, así como también se incorporan los residuos y vertidos que se generan en la superficie del campus (Figura 3).



Figura 3. Residuos encontrados en el cauce y márgenes del Rego do Lagar.

Como se indicaba al inicio de este estudio, el fin último de la Directiva Marco del Agua no es simplemente controlar el estado de las masas de agua, si no que ese control es una herramienta necesaria para alcanzar el verdadero fin, siendo éste la conservación o correcta restauración de las condiciones óptimas de los distintos tipos de masas de agua continentales. Son varios los motivos por los que los medios lóticos son fundamentales. En condiciones naturales, los ríos realizan una serie de procesos geomorfológicos e hidrológicos, incluyendo el transporte y almacenamiento de agua o la erosión y el transporte de sedimentos. Además, las vías fluviales distribuyen nutrientes y materia orgánica y proporcionan diversos hábitats para especies animales y vegetales, lo que contribuye al incremento de la biodiversidad en dichas zonas (Perini & Sabbion, 2017). Cualquier pequeño cambio en el caudal, velocidad de corriente, transporte de nutrientes, sedimentación, erosión, temperatura u otro factor físico-químico, pueden conducir a alteraciones en los hábitats, llevando, pues, a que disminuya la biodiversidad del propio sistema fluvial y sus alrededores. Así, los ecosistemas fluviales proporcionan servicios ecosistémicos fundamentales (ONU, 2005) que contribuyen al bienestar humano, ya que tienen un papel importante en temas sanitarios, económicos y recreativos (Everard, 2011).

El objetivo inicial de la DMA era que todas las masas de agua superficiales y subterráneas alcanzaran un buen estado ecológico para el año 2015, salvo unas pocas excepciones justificadas en el propio texto. Este plazo para el logro de un buen estado se prolongaría hasta el año 2021 o el 2027 a más tardar. De acuerdo con la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) en 2012 solamente el 43% de las masas de agua clasificadas presentaban un buen estado ecológico. Más

de la mitad de las masas de agua de los Estados miembros como Portugal, España, Finlandia y Suecia alcanzaron un buen estado ecológico en 2012, mientras que en otros Estados miembros (como República Checa, Alemania y Luxemburgo) menos del 20% de las masas fluviales se encontraban en buen estado ecológico (Maia, 2017). Según informa la Comisión Europea (2012), los principales obstáculos de los Estados miembros para alcanzar estos objetivos son la contaminación procedente de fuentes difusas y el efecto de presiones hidromorfológicas (hidroeléctricas, navegación, protección contra inundaciones y desarrollo urbano). Tras esa primera evaluación se vio que en 2015 no se lograrían los objetivos deseados y se instó a los estados miembros a intensificar sus esfuerzos para alcanzar los objetivos de 2021 o 2027 (Comisión Europea, 2012). El 28/10/2016, de acuerdo con lo publicado en el sitio web de la Comisión Europea

(http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map_mc/map.htm), solo 4 países (Austria, Grecia, Irlanda y Lituania) no habían adoptado las medidas necesarias, y solo uno (España), había adoptado parte de las mismas (Figura 5).

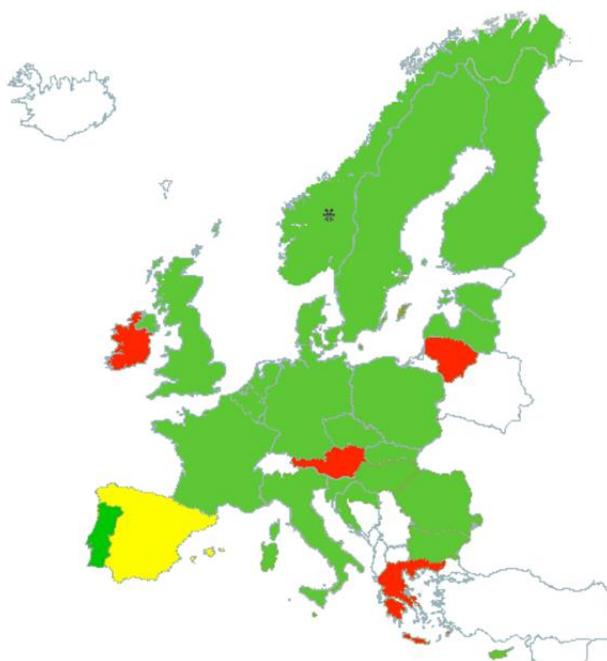


Figura 5. En verde, los países que adoptaron las medidas necesarias requeridas por Europa en materia de aplicación de la DMA. En amarillo, los que aplicaron la mitad de las medidas necesarias y, en rojo, los que no aplicaron las medidas. Figura extraída de la página web de la Comisión Europea (http://ec.europa.eu/environment/water/participation/map_mc/map.htm)

Este último dato de finales del 2016, muestra que nuestro país todavía necesita seguir avanzando, tanto en el campo legislativo como en la toma de las medidas necesarias para garantizar el buen estado de sus masas de agua, y por tanto, la buena salud de los ecosistemas acuáticos.

Ya que actualmente no existen programas de seguimiento oficiales del estado ecológico del Rego do Lagar (A. Gayoso, Xunta de Galicia, com. pers.), una medida necesaria para poder mejorar el estado en el que se encuentra el río sería implantar un sistema de monitoreo tanto del Rego do Lagar como de todos los demás ríos que forman parte de la misma cuenca. Para ello es necesario decidir de antemano los índices que se emplearán, los lugares y el periodo de muestreo necesarios (Ordeix et al., 2012). Si los resultados obtenidos en el programa de monitorización no son satisfactorios, el paso siguiente sería identificar el problema y definir la estrategia a seguir para subsanarlo. Si las causas de la irregularidad en el estado de la masa de agua son varias, convendría ordenar los posibles problemas por orden de importancia o de posibilidad de solucionarlos. Por ejemplo, en el caso que nos ocupa, uno de los problemas que podrían requerir medidas más inmediatas serían el efecto de los productos agrícolas empleados en los cultivos de las tierras circundantes y su incorporación al curso de agua en época de lluvias, así como la incorporación de aguas residuales, residuos y vertidos que se generan en la superficie del campus. El manual de buenas prácticas agrícolas en la aplicación de fitosanitarios (Márquez, 2008) indica que se debe garantizar que los procesos productivos sean respetuosos con el ambiente, apuntando también la necesidad que tienen los agricultores de emplear estos productos, ya que su abandono supondría pérdidas de entre un 20 y 30%. Como en este manual se desarrollan los puntos que se deben seguir para emplear productos eficaces al mismo tiempo que se respeta el medio ambiente (en aplicación de los productos y eliminación de los residuos), su distribución facilitaría el acceso a esta información.

En cuanto a los residuos arrojados al cauce del río, las posibles soluciones podrían incluir el establecimiento de programas oficiales o de voluntariado para la limpieza y buen mantenimiento del cauce. Implicar a la comunidad en proyectos de restauración, así como proporcionarles el conocimiento necesario sobre los ecosistemas fluviales y su importancia, lleva a que los ciudadanos se conciencien, comprendan y valoren el significado de mantener en un buen estado los sistemas fluviales (Toriman et al., 2014).

6. Conclusiones/Conclusións/Conclusions

Conclusiones

- La aprobación de la directiva 2000/60/CE o Directiva Marco del Agua ha sido un paso muy importante en la política de aguas en lo que concierne a su propósito de velar por el establecimiento del buen estado ecológico de las masas de agua en el ámbito europeo.
- Todavía se observan dificultades a la hora de aplicar de forma correcta los índices biológicos y hay discrepancias en la elección del más adecuado para su uso en el Noroeste de la Península Ibérica.
- El estado ecológico del Río do Lagar determinado mediante el uso de los índices biológicos IBMWP y METI es moderado/deficiente, coincidiendo con los resultados determinados en estudios previos.
- Se identificaron las posibles presiones que pueden ser las causantes de la falta de un buen estado ecológico en el Rego do Lagar. Estas presiones podrían ser entre otras, la modificación del medio físico por procesos de expansión urbana, el efecto de productos agrícolas empleados en tierras circundantes o el vertido de residuos procedentes del entorno del campus.
- Entre las posibles medidas para la mejora de su estado se destaca el establecimiento de programas de seguimiento del Rego do Lagar, la facilitación de información sobre el correcto empleo de los productos agrícolas a los agricultores de la zona o la creación de programas de voluntariado para realizar limpiezas en el cauce del arroyo.
- En España hoy en día no se han tomado todas las medidas necesarias para garantizar la aplicación de la directiva 2000/60/CE, por lo que es necesario que se siga avanzando en el ámbito legislativo y práctico para conseguir mantener en buen estado los ríos y demás masas de agua del país.

Conclusións

- A aprobación da directiva 2000/60/CE ou Directiva Marco da Agua foi un paso moi importante na política de augas respecto do seu obxectivo de velar polo bo estado ecolóxico das masas de agua no ámbito europeo.
- Aínda se teñen dificultades a hora de empregar correctamente os índices biolóxicos e atopanse discrepancias na elección do máis adecuado para o seu uso no Nordeste da Península Ibérica.
- O estado ecolóxico do Rego do Lagar determinado mediante o uso dos índices biolóxicos IBMWP e METI resultou ser moderado/deficiente, coincidindo cos resultados de estudos previos do Rego

- Identificáronse as posibles presións que poden ser as causantes da ausencia dun bo estado ecolóxico no Rego do Lagar. Estas presións poderían ser entre outras, a modificación do medio físico polos procesos de expansión urbá, o efecto dos produtos agrícolas empregados nas terras circundantes ou o vertido de residuos procedentes do entorno do campus.
- Entre as posibles medidas para a mellora do seu estado destaca a creación de programas de seguimento do Rego do Lagar, a facilitación de información sobre o correcto emprego dos produtos agrícolas aos agricultores da zona ou a creación de programas de voluntariado para realizar limpeza no cauce do Rego.
- En España a día de hoxe non se tomaron todas as medidas necesarias para garantir a aplicación da directiva 2000/60/CE, polo que é necesario que se siga avanzando no ámbito lexislativo e práctico para conseguir manter nun bo estado os ríos e demais masas de auga do país.

Conclusions

- The adoption of the 2000/60/EC Directive or the Water Framework Directive has been a very important step towards the achievement of a good ecological status of European water bodies.
- Difficulties still exist in the correct application of biological indices and discrepancies in the choice of the most suitable for its use in the Northwest of the Iberian Peninsula.
- The ecological status of "do Lagar" river determined using the IBMWP and METI biological indices is moderate / deficient.
- The possible pressures that may be the cause of the lack of good ecological status in the "Rego do Lagar" are reported. These include the modification of the physical environment by urban expansion processes, the effect of agricultural products used in surrounding land or the dumping of residues coming from the surroundings of the campus.
- Mitigation actions to reduce the negative effect of the above mentioned pressures might include the establishment of monitoring programs in "Rego do Lagar", the provision of information on the correct use of agricultural products to farmers in the area, or the development of volunteer programs to carry out cleanings in the riverbed.
- Extra measures that warrant the complete application of the 2000/60/EC Directive in Spain are still needed. New legislation and practical works would help in the goal of having water bodies in good condition.

7. Agradecimientos

Este trabajo no hubiera podido realizarse sin el apoyo, la ayuda y el conocimiento de algunas personas que han estado a mi lado durante el proceso de realización del mismo. Quiero agradecerles de manera especial a las Dras. Lucía Couceiro López y María José Servia García su apoyo, su conocimiento, sus buenos consejos y su paciencia durante este proceso, ya que su ayuda ha sido crucial para mí en esta última etapa de formación. Me gustaría también, hacer una mención especial a aquellas personas que me han ayudado a llegar hasta aquí, y que han recorrido de una forma u otra este camino conmigo. En primer lugar, a todos los profesores que han contribuido en mi formación como biólogo durante estos cuatro años, ya que ellos son una parte fundamental de este proceso. En segundo lugar, quiero mencionar a Naomi y a Marta, por brindarme su ayuda y por hacer que estos años hayan sido mucho más llevaderos estando juntos. Por último, agradecer a mi familia su apoyo, ayuda, paciencia e implicación, ya que sin ellos todo esto no sería posible.

8. Bibliografía

- Alba-Tercedor J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV simposio del Agua en Andalucía. Vol.II 203-213.
- Alba-Tercedor J, Jáimez-Cuéllar 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-Albarca M.R, Vivas S, Zamora-Muñoz C. (2004). Caracterización del estado ecológico de los ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP (antes BMWP'). *Limnetica* 21(3-4): 175–185.
- 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 Research* 20: 333–347. DOI: 10.1016/0043-1354(83)90188-4.
- Barbour M.T, Gerritsen, J, Snyder B.D & Stribling J.B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish*. Environmental Protection Agency. United States. EPA 841-B-99-002
- Bonada N, Prat N, Resh V.H & Statzner B. (2006) Developments In Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annual Review of Entomology*. 2006.51:495-523.
- Booth D.B, Karr J.R, Schauman S., Konrad C.P, Morley S.A, Larson M.G & Burges S.J. (2004). Reviving urban streams: land use, hidrology, biology, and human behavior. *Journal of the American Water Resources Association*. 40(5):1351-1364.
- Brown L.R, Cufnney T, Coles J.F, Bell A.H, May J.T, Fitzpatrick F, McMahon G & Steuer J. (2009). Urban streams across the USA: lessons learned from studies in nine metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society* 28:1051–1069.
- Cagiao J, Martínez X.L, Soto M, Giz J.M, Servia M.J, Piñeiro F & Sahuquillo E. (2010). *O uso sustentable da auga e a súa relación co territorio nos campus universitarios de Elviña e A Zapateira da Universidade da Coruña*. Proyecto SOSTAUGA para la gestión sostenible del agua en la UDC. Universidade da Coruña. 30pp.
- Cobo F. & González M.A. (2006). Biomonitorización por cambio de comunidades. In *Ecología* (Proyecto Galicia), vol. XLVIII, Ciencia y Tecnología Ambientales II. Hércules de Ediciones S.A.: A Coruña; 376–392.
- Cobo F, Sánchez-Hernández J, Vieira-Lanero R, Servia M.J. (2013). Organic pollution induces domestication-like characteristics in feral populations of brown

- trout (*Salmo trutta*). *Hydrobiologia* 705: 119–134. DOI: 10.1007/s10750-012-1386-4.
- Comisión Europea. (2012). Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC). River Basin Management Plans. COM (2012) 670 Final.
 - Couto-Mendoza M.T, Vieira-Lanero R & Cobo F. (2015). More complexity does not always mean more accuracy: the case of IBMWP and METI in NW Spain. *Ecohydrology*. 8:595-609.
 - De Pauw N, Gabriels W, & Goethals P.L.M. (2006). River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates. In G. Ziglio, M. Siligardi, & G. Flaim (Eds.), *Biological monitoring of rivers* (pp. 113–134). Chichester: Wiley.
 - Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en la política de aguas. DOCE (2000). Bruselas.
 - Everard M, Moggridge H.L. (2011). Rediscovering the value of urban rivers. *Urban Ecosystem*. 15:293-314. DOI 10.1007/s11252-011-0174-7
 - Feld C.K, Birk S, Bradley D.C, Hering D, Kail J, Marzin A, Melcher A, Nemitz D, Pederson M.L, Pletter B.F, Pont D, Verdonschot P.F.M, et al. (2011). From natural to degrade drivers and back again: a test of restoration ecology theory and practice. *Advances in Ecological Research*. 44:119-210.
 - Fitzpatrick F.A, Harris M.A, Arnold T.L & Richards K.D. (2004). Urbanization influences on aquatic communities in northeastern Illinois streams. *Journal of the American Water Resources Association* 40:461–475.
 - Friberg N, Bonada N, Bradley D.C, Dunbar M.J, Edwards F.K, Grey J, Hayes R.B, Lamouroux N, Trimmer M & Woodward G. (2011). Biomonitoring of Human Impacts in Freshwater Ecosystems: The Good, the Bad and the Ugly. *Advances in Ecological Research*. 44:1-68.
 - Gómez N. (2015). El uso de isótopos estables en aguas dulces: un proyecto en el Rego do Lagar (A Coruña). Trabajo de Fin de Grado. Universidade da Coruña.
 - Heatherly T, Whiles M.J, Royer T.V & David M.B. (2007). Relationships between water quality, habitat quality, and macroinvertebrate assemblages in Illinois streams. *Journal of Environmental Quality* 36:1653–1660.
 - Hellawell J. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier. Applied Science Publ. 546p. London & New York.

- Jones D.K, Mattes B.M, Hintz W.D, Schuler M.S, Stoler A.B, Lind L.A, Cooper R.O & Relyea R.A. (2017). Investigation of road salts and biotic stressors on freshwater wetland communities. *Environmental Pollution*. 221:159-167. USA. Elsevier.
- Ligeiro R, Hughes R.M, Kaufmann P.R, Macedo D.R, Firmiano K.R, Ferreira W.R, Oliveira D, Melo A.S, Callisto M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological Indicators* 25: 45–57. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.09.004.
- Maia R. (2017). The WFD implementation in the European Member States. *Water Resources Management* 31:3043-3060.
- Márquez, L. (2008). Buenas prácticas agrícolas en la aplicación de los fitosanitarios. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Natural y Marino. Gobierno de España. 127pp.
- Matthews R.A, et al. (1982). Biological monitoring. Part II A. Receiving system functional methods, relationships and índices. *Water Resources Management* 16:129-39.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2007). Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). Protocolo del cálculo del índice IBMWP. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. 9p.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2016). Protocolo de cálculo del índice multimétrico específico del tipo de invertebrados bentónicos en ríos. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. 14p.
- Odum, E.P. (1972). *Ecología*. Interamericana. México. 639p.
- Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. BOE-A-2008-15340. Gobierno de España.
- Ordeix, M., Camprodon, J., Guixé, D. (2012). Metodologías de diagnosis y evaluación del estado ecológico y la biodiversidad en restauraciones fluviales. En Camprodon, J., Ferreira M.J., Ordeix, M. *Restauración y gestión ecológica fluvial. Un manual de buenas prácticas de gestión de ríos y riberas* (pp. 22-61). España: Ricover.

- Organización de las Naciones Unidas, ONU (2005) Ecosystems & human well being: synthesis. *Millennium Ecosystem Assessment*. Washington DC.
- Pardo, I., Álvarez, M., García, E. (2009). *Sistema de clasificación del estado ecológico en la CHN: cálculo de multimétricos de los tipos intercalibrados en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Norte (C. H. del Cantábrico y C. H. del Miño-Sil)*. Universidad de Vigo: Vigo, Spain.
- Paul, M.J, Meyer, J.L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 32:333–365
- Perbiche-Neves, G., Saito, V.S., Previattelli, D., da Rocha, C.E.F., Nogueira, M.G. (2016). Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents?. *Ecological Indicators*. 70:340-347. São Paulo, Brazil.
- Perini, K., Sabbion, P. (2016) Urban Sustainability and River Restoration: Green and Blue Infrastructure. *Wiley-Blackwell*. 288p
- Proxecto Ríos. (2016). Informe anual inspección Rego do Lagar. Ficha de campo para la inspección del río. Augas de Galicia.
- Proxecto Ríos. (2015). Informe anual inspección Rego do Lagar. Ficha de campo para la inspección del río. Augas de Galicia.
- Proxecto Ríos. (2014). Informe anual inspección Rego do Lagar. Ficha de campo para la inspección del río. Augas de Galicia.
- Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre de 2015, 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. BOE-A-2015-9806 . Gobierno de España.
- Resh, V.H. (2008) Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*. 138:131-138.
- Schoolmaster, D.R., Grace, J.B., Schweiger, E.W., Mitchell, B.R., Guntenspergen, G.R. (2013). A causal examination of the effects of confounding factors on multimetric indices. *Ecological Indicators* 29: 411–419. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.01.015.
- Stancheva, R. & Sheath, R.G. (2016). Benthic soft-bodied algae as bioindicators of stream water quality. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 417:16.

- Comisión Europea. (2012). Accompanying the document Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC). River Basin Management Plans. Bruselas 120pp
- Tachet, H., Richoux, M.B., Usseglio-Polatera, P. (2003) *Invertébrés d'eau douce: Systematique, biologie, écologie*. CNRS Editions, 587p. Paris.
- Toriman, M.E., Mokhtar, M., Elfithri, R., Abidin, M.R.Z., Juahir, H. (2014). Engaging the community in river restoration project: creating a community academic partnership. INTED 2014: 8th international technology, education and development conference. pp 5615-5620.
- Walsh, C.J., Fletcher, T.D. & Ladson, A.R. (2005). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society* 24:690–705.
- Wenger, S.J., Roy, A.H., C. Jackson, C.R., Bernhardt, E.S., Carter, T.L., Filoso, S., Gibson, C.A., Hession, W.C., Kaushal, S.S., Martí, E., Meyer, J.L., Palmer, M.A., Paul, M.J., Purcell, A.H., Ramírez, A., Rosemond, A.D., Kate A.S., Sudduth, E.B. & Walsh, C.J. (2009). Twenty-six key research questions in urban stream ecology: an assessment of the state of the science. *BioOne*. 28(4):1080–1098.
- Zamora-Muñoz, C., et al. (1995). Are biological índices BMWP' and ASPT` and their significance regarding wáter quality seasonally dependent?. Factors explaining their variations. *Water Research*, 29: 285-290.