



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: www.ufpe.br/rbgfe



Avaliação de impactos ambientais em sistemas aquáticos. Caso de estudo do Rio Órbigo, Espanha

Leonardo Paulino Werneck Ceolin¹, Terêncio Rebello de Aguiar Júnior², Maria Manuela Morais³

¹Universidade de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia-Portugal. leoceolin@yahoo.com.br (autor correspondente)

²Pesquisador do departamento de engenharia sanitária e ambiental Grupo de Estudos em GeoEcoHidrologia – GEEH-UFBA³Instituto Ciências da Terra (ICT)Pólo da Universidade de Évora, Évora-Portugal

Artigo recebido em 04/11/2016 e aceito em 13/01/2017

RESUMO

Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, resultante de atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população. As comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico. O presente trabalho tem como objetivo estudar a comunidade de invertebrados bentônicos da água do rio Órbigo, Espanha, e aplicar índices de diversidade biológica para a avaliação da sua qualidade, tendo em vista sua inserção em projetos de engenharia de requalificação de rios urbanos. A composição taxonômica e estrutura de comunidades bentônicas evidenciaram baixa riqueza e diversidade taxonômica, relacionada à reduzida qualidade da água. Não foi encontrada diferença significativa entre os grupos bentônicos encontrados nas estações de coleta.

Palavras-chave: impacto ambiental, macroinvertebrados, índice de biodiversidade, engenharia, rios urbanos.

Evaluation of environmental impacts on aquatic ecosystems. A case study of the Órbigo river, Spain

ABSTRACT

Environmental impact can be defined as any alteration in the physical, chemical and biological environment, resulting from human activities that directly or indirectly affect the health, safety and welfare of the population. The benthic macro invertebrate communities have often been used in the assessment of environmental and biological monitoring. The present work aims to study the community of benthic invertebrates of the river Órbigo, Spain and apply biological diversity indices for assessing the water quality, due to its inclusion in engineering projects of rehabilitation of urban rivers. The taxonomic composition and structure of benthic communities showed low richness and taxonomic diversity, related to reduced water quality. No significant difference was found between groups found in benthic sampling stations.

Keywords: environmental impact, macroinvertebrates, biodiversity index, engineering, urban rivers.

Introdução

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos de atividades antrópicas, tais como mineração, construção de barragens e represas, retificação e desvio do curso natural de rios, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias e planícies de inundações, superexploração de recursos pesqueiros, introdução de espécies exóticas, entre

outros. Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alteração da dinâmica natural das comunidades biológicas.

Os rios são coletores naturais das paisagens, refletindo o uso e ocupação do solo de sua respectiva bacia de drenagem. Os principais processos degradadores observados em função das atividades humanas nas bacias de drenagem são o assoreamento e homogeneização do leito de rios e

córregos, diminuição da diversidade de habitats, micro habitats e eutrofização artificial (enriquecimento por aumento nas concentrações de fósforo e nitrogênio).

Impacto ambiental pode ser definido como qualquer alteração nas propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente resultante de atividades sociais e econômicas humanas que, direta ou indiretamente, afetem a saúde, a segurança e o bem-estar da população, a biota, as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais.

Tradicionalmente, a avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos tem sido realizada através da medição de alterações nas concentrações de variáveis físicas e químicas. Este sistema de monitoramento, juntamente com a avaliação de variáveis microbiológicas (coliformes totais e fecais), constitui-se como ferramenta fundamental na classificação e enquadramento de rios e córregos em classes de qualidade de água e padrões de potabilidade e balneabilidade humanas.

O monitoramento de variáveis físicas e químicas traz algumas vantagens na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos, tais como: identificação imediata de modificações nas propriedades físicas e químicas da água; detecção precisa da variável modificada, e determinação destas concentrações alteradas. Entretanto este sistema apresenta, algumas desvantagens, tais como a descontinuidade temporal e espacial das amostragens. A amostragem de variáveis físicas e químicas fornece somente uma fotografia momentânea do que pode ser uma situação altamente dinâmica (Whitfield, 2001). Em função da capacidade de autodepuração e do fluxo unidirecional de ecossistemas lóticos, os efluentes sólidos carregados por drenagens pluviais para dentro de ecossistemas aquáticos podem ser diluídos (dependendo das concentrações e tamanho do rio) antes da data de coleta das amostras ou causarem poucas modificações nos valores das variáveis. Além disso, o monitoramento físico e químico da água é pouco eficiente na detecção de alterações na diversidade de habitats e micro habitats e insuficiente na determinação das consequências da alteração da qualidade de água sobre as comunidades biológicas.

Por outro lado, as comunidades biológicas refletem a integridade ecológica total dos ecossistemas (p. ex., integridade física, química e biológica), integrando os efeitos dos diferentes agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour et al., 1999). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos

são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais.

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos dependem de características físico-químicas que ocorrem em toda a bacia, bem como de outros factores que estão de acordo da estrutura geológica, morfométrica e os derivados da atividade humana.

O monitoramento biológico é realizado principalmente através da aplicação de diferentes protocolos de avaliação, índices biológicos e multimétricos, tendo como base a utilização de bioindicadores de qualidade de água e habitat. Os principais métodos envolvidos abrangem o levantamento e avaliação de modificações na riqueza de espécies e índices de diversidade; abundância de organismos resistentes; perda de espécies sensíveis; medidas de produtividade primária e secundária; sensibilidade a concentrações de substâncias tóxicas (ensaios ecotoxicológicos), entre outros (Barbour et al., 1999).

Os principais organismos comumente utilizados na avaliação de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos são os macroinvertebrados bentônicos, peixes e comunidade perifítica. Dentre estes grupos, as comunidades de macroinvertebrados bentônicos têm sido frequentemente utilizadas na avaliação de impactos ambientais e monitoramento biológico. Macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos durante pelo menos parte de seu ciclo de vida, associados aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos (folhizo, macrófitas aquáticas), quanto inorgânicos (cascalho, areia, rochas, etc.) (Rosenberg e Resh, 1993).

Existem várias razões para esta utilização: 1) os macroinvertebrados bentônicos possuem hábito sedentário, sendo portanto, representativos da área na qual foram coletados; 2), apresentam ciclos de vida relativamente curtos em relação aos ciclos dos peixes e irão portanto refletir mais rapidamente as modificações do ambiente através de mudanças na estrutura das populações e

comunidades; 3) os macroinvertebrados vivem e se alimentam dentro, sobre, e próximo aos sedimentos, onde as toxinas tendem a acumular; 4) as comunidades de macroinvertebrados bentônicos

apresentam elevada diversidade biológica, o que significa em uma maior variabilidade de respostas frente à diferentes tipos de impactos ambientais; e 5) os macroinvertebrados são importantes componentes dos ecossistemas aquáticos, formando como um elo entre os produtores primários e servindo como alimento para muitos peixes, além de apresentar papel fundamental no processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (Rosenberg e Resh, 1993; Callisto et al., 2001).

A distribuição e diversidade de macroinvertebrados são diretamente influenciadas pelo tipo de substrato, morfologia do ecossistema, quantidade e tipo de detritos orgânicos, presença de vegetação aquática, presença e extensão de mata ciliar, e indiretamente afetados por modificações nas concentrações de nutrientes e mudanças na produtividade primária (Ward et al., 1995; Galdean et al., 2000).

O presente trabalho tem como objetivo estudar a comunidade de invertebrados bentônicos e aplicar índices de diversidade biológica para a avaliação da qualidade da água do rio Órbigo, Espanha, tendo em vista sua inserção em projetos de engenharia de requalificação de rios urbanas.

Metodologia

Área de estudo

O rio Órbigo pertence à bacia hidrográfica do rio Douro e é um rio de terceira ordem.

É caracterizado por apresentar um comprimento 168 km, nasce da confluência do rio Omãna com o rio Luna em Secarejo (León) e desagua em Villanueva de Azoague (Zamora) na margem direita do rio Esla. Tem como afluentes o rio Tuerto (MD), Jamuz (MD) e Eria (MD).

A densidade de drenagem característica da bacia do rio Órbigo é de 0,6 km/km² (Confederación del Duero, 2011), correspondendo a uma bacia mal drenada, pois para valores de 3,5 km/km², temos que a bacia é bem drenada, (Lencastre e Franco, 2003) (Figura 1).

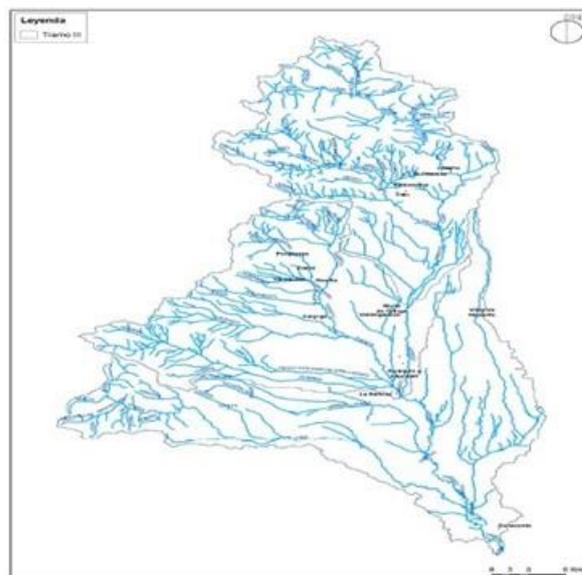


Figura 1. Rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Órbigo. Fonte: Confederación del Duero (2011)

O troço do rio Órbigo sobre o qual recai o presente estudo localiza-se em La Nora del Rio, uma pequena povoação próxima de Alija del Infantado, e apresenta um comprimento aproximadamente de 500 m (Figura 2).

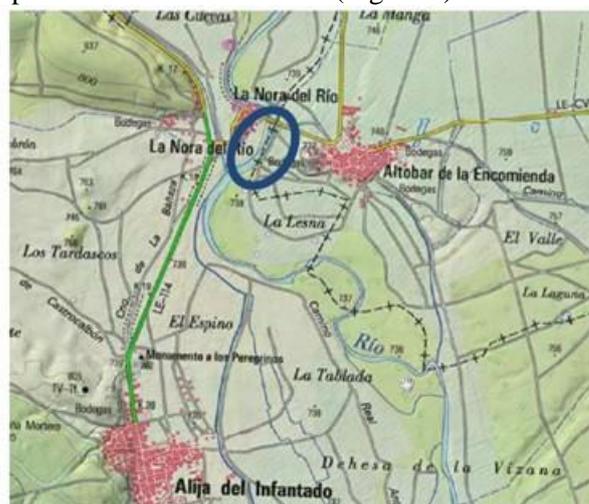


Figura 2. Localização do troço do rio Órbigo em estudo, na povoação de La Nora del Rio.

Regime de caudais e qualidade da água

Para o estudo do regime de caudais e qualidade da água foi efetuado um levantamento das estações hidrométricas existentes na bacia hidrográfica do rio Órbigo, das quais selecionou-se as estações que apresentavam pelo menos 25 anos de registros de caudal diário que fossem hidrologicamente mais representativas da bacia hidrográfica do rio Órbigo, e que possuíssem registros hidrométricos anteriores à construção da barragem Barrios de Luna que entrou em

funcionamento em 1965, além de conter dados da qualidade da água. Com essas características, apenas se encontrou duas estações hidrométricas representativas, a estação 2079 – Santa Cristina de la Polvorosa, com dados entre 1914 e 1979 e a estação 2145 – Manganeses, com dados entre 1975 e 1988. Para o estudo do regime estudou-se os registos hidrológicos entre 1942 e 1988.

Os dados de macro invertebrados foram coletados pela equipe do Dr. Diego Garcia Jalon do Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad Politécnica de Madrid, nos meses de junho a setembro de 2012.

Análise dos dados

Os valores de densidade total e abundância de táxons foram testados com ANOVA one-way (dados log transformados), seguido pelo teste de Tukey HSD (*post hoc*) (Zar, 1999). Foram aplicados os índices biológicos IBF (Índice Biótico de Famílias) conforme Strieder et al., (2003), BMWP (Biological Monitoring Working Party) segundo Cota et al. (2002) e EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) conforme Carrera e Fierro (2001). Foram calculados também os índices de diversidade de Shannon-Wiener, Homogeneidade de Pielou e Dominância de Berger-Parker conforme (Magurran, 1988).

Resultados e discussão

O rio Órbigo é formado pelo caudal do rio Omaña e do rio Luna. O rio Omaña é caracterizado por não apresentar caudal regulado e o rio Luna é caracterizado por apresentar caudal regulado. Este caudal regulado deve-se à construção da barragem Barrios de Luna que criou uma albufeira com capacidade superior a 300 milhões de dam³. Acrescenta-se que o rio Omaña é o rio que mais influencia o regime hidrológico do rio Órbigo, (Confederación del Duero, 2007, 2011).

O rio Órbigo apresenta um escoamento médio de 1576,1 hm³/ano e um escoamento específico de 0,32 hm³/km²/ano.

Verifica-se que a partir do ano de 1965, existe um aumento significativo do caudal médio diário. Tal fato deve-se à entrada em funcionamento da barragem Barrios de Luna que regularizou o rio Luna e que, como se observa na figura 3, a entrada em funcionamento da barragem (1965) alterou o regime hidrológico do rio Órbigo. Verifica-se também, que existem valores de

caudais de estiagem maiores e constantes (caudal ecológico), bem como valores de caudais de inverno menores. Contudo, observa-se após a construção da barragem, ainda existem caudais de ponta de cheia elevados, dado que as albufeiras minimizam o efeito das cheias, mas não as erradicam (falsa segurança da barragem). (Figura 3)

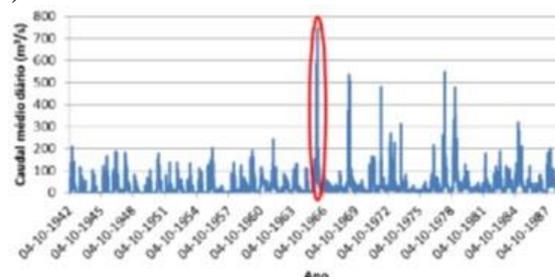


Figura 3. Regime de caudais no trecho em estudo.

Em relação à qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Órbigo, verifica-se que as margens do rio Órbigo na província de León apresentam as áreas com maior população e que as águas residuais de cidades importantes como Carrizo, Benavides Órbigo, Santa Marina del Rey, Hospital de Órbigo ou Veguellina desaguam no rio quase sem tratamento.

A agricultura intensiva praticada neste vale contribui para a eutrofização do rio, devido às descargas de fertilizantes e pesticidas. No entanto, constata-se que a eutrofização do rio deve-se igualmente às descargas realizadas pelas indústrias do açúcar em Veguellina de Órbigo e Bañeza, pela fábrica Kraft em Hospital de Órbigo e pelas indústrias piscícolas em Villanueva de Carrizo e Hospital, (Confederación del Duero, 2007, 2011).

Um fator que contribui de igual forma para o agravamento da perda da qualidade da água no rio Órbigo é a diminuição do caudal devido à extração de água para fins agrícolas, a qual provoca um aumento da contaminação e uma redução do oxigénio dissolvido na água.

Acrescenta-se que com a conclusão do projeto “Emissários e Tratamento de Águas Residuais das Populações do Alto Órbigo” haverá um tratamento adequado das águas residuais e dos efluentes de 59 cidades localizadas no Alto Órbigo que permitirão melhorar a qualidade de água do rio Órbigo, (Confederación del Duero, 2011).

Na Tabela 1 apresenta-se a qualidade da água do rio Órbigo para o período 2005/2007.

Tabela 1. Qualidade da água no rio Órbigo – resultados e limites. Adaptado de Confederación del Duero (2011).

		TRAMO I		TRAMO II						TRAMO III					
Mesa		02/10/17_08		02/10/17_11						02/10/17_12		02/10/17_13			
Codigo Estaciones ICA		A03		P55		152		58		60		145		Limitos abastecimiento	
		Alcoba		Fuente		Villoria		Requejo		Cebrones		Manganeses		Tipo A2	
Periodo 2005-07		P.Humido	P.Seco	P.Humido	P.Seco	P.Humido	P.Seco	P.Humido	P.Seco	P.Humido	P.Seco	P.Humido	P.Seco	Limite para el buen estado ecológico	
pH	Ud	7,72	7,70	7,60	7,68	7,72	7,50	7,57	7,03	7,52	7,54	7,62	7,71	6-9	
Grado de eutrofia															
Amonio total	mg/l	0,05	0,05	<0,052	<0,052	0,06	0,06	0,05	0,05	0,09	0,17	0,05	0,06	-	
Fosfatos	mg/l P ₂ O ₅	0,07	0,07	-	-	0,07	0,07	0,07	0,08	0,07	0,17	0,07	0,11	0,7	
Nitratos	mg/l	1,16	1,08	-	-	2,58	2,85	2,36	4,99	5,50	7,34	5,22	5,61	50	
Grado de mineralización															
conductividad	µS/cm	147	174	178,17	221,77	161	208	178	222	166	253	176	243	1000	
Alcalinidad	mg/l	-	-	-	-	68,91	98,64	43,80	100,02	42,00	101,97	53,30	103,20	-	
Calcio	mg/l	-	-	-	-	24,43	32,64	20,38	35,06	21,29	37,87	18,64	37,44	-	
cloruros	mg/l	5,14	5,38	-	-	7,32	6,94	5,00	8,41	9,00	13,34	7,62	11,41	200	
sulfatos	mg/l	10,17	9,20	-	-	10,25	9,03	8,50	11,63	13,15	15,35	13,32	17,48	250	
Grado de contaminación															
DB5	mg/l O ₂	2,00	2,00	2,00	2,00	2,47	2,00	2,29	2,00	2,13	2,07	2,06	2,03	<5	
Organo disuelto	mg/l	11,12	8,46	11,44	8,90	11,17	6,98	10,63	7,61	10,01	6,70	10,71	7,63	-	
Sólidos en suspensión	mg/l	3,43	3,73	3,66	2,59	4,40	2,50	3,69	8,17	5,90	5,84	12,56	4,81	->6	

Periodo húmedo: octubre-abril

Periodo seco: mayo-setiembre

Verifica-se que o grau de mineralização é superior nos períodos mais secos e menor nos períodos húmidos, como seria expectável.

Em relação à eutrofização, constata-se que as concentrações apresentam valores baixos no geral, havendo porém na estação de Cebrones del Rio, no período de Verão um aumento significativo de fosfatos, mas que não atinge valores preocupantes.

No que diz respeito ao grau de contaminação das águas, verifica-se que a qualidade da água registrada no triênio 2005/2007 nas estações da rede ICA apresentam águas bem oxigenadas, transparentes, com baixa concentração de sólidos em suspensão e de baixa mineralização. A carga de nutrientes também mostra concentrações baixas.

Um total de 94 táxons foi registrado para o rio Órbigo durante as amostragens. O táxon mais abundante encontrado foi Chironomidae, Baetidae e Oligochaeta. Estes três táxons representaram aproximadamente 80% dos invertebrados encontrados no rio Órbigo. Entre todas as estações de coleta, foi registrada uma densidade total de 317 indivíduos por ponto de coleta.

O local de menor densidade de organismos foi a 49 (8,9 ind.) enquanto que no 47 foram observados os maiores valores de densidade (86,7 ind.) (Tabela 1). Os valores de densidade de indivíduos entre as estações de coleta diferiram significativamente (p=0,3212).

Cinco grupos tróficos funcionais foram identificados: predador, coletor-catador, fragmentador e raspador. Os coletores-catadores foram os mais abundantes (20,2 % do número total de organismos), seguido de predadores (15,4 %) e raspadores (1,7 %) (Tabela 2).

Foram observados organismos que possivelmente desenvolvam condições para o estabelecimento do restante da fauna de invertebrados, como Hydracarina e Naucoridae esse ultimo em baixa quantidade.

Tabela 2. Classificação taxonômica dos indivíduos coletados (TC) e classificação dos grupos tróficos funcionais (GTF) dos invertebrados aquáticos registrados no rio Orbigo, P= predador, C-C = coletor-catador, C-F= coletor-filtrador, F = fragmentador, R = raspador.

Classificação Taxonômica	GTF
Anellida	
Oligochaeta	C-C
Coleoptera	
Elmidae	R
Diptera	
Chironomidae	P/C-C/F/C-F
Ephemeroptera	
Baetidae	R
Caenidae	C-C/R
Ephemerellidae	C-C/R
Heptageniidae	P/C-C/F/C-F
Hemiptera	
Gerridae	P
Naucoridae	P
Insecta	
Acarina	
Hydracarina	P
Odonata	
Aeshnidae	P
Plecoptera	
Perlidae	P
Trichoptera	
Leptoceridae	C-C/F/P
Polycentropodidae	C-C/P

Nos pontos de coletas foi encontrada a presença de Caenidae que são raspadores, onívoras tendo como principal dieta a matéria orgânica vegetal; além de Chironomidae, cujas densidades foram sempre superiores ao restante da fauna registrada.

A presença de fragmentadores e raspadores é registrada; porém, a ocorrência desses grupos foi reduzida, possivelmente devido a altas densidades de Chironomidae em todas as estações de coleta, competindo por alimento (partículas finas de matéria orgânica) e por espaço (abrigo e proteção), sendo por sua vez, alimento para outros invertebrados (p.ex. formas imaturas de Coleoptera e Hemiptera). A riqueza e diversidade de táxons

estiveram relacionadas com a preservação da mata ciliar do rio Órbigo, com a frequente presença humana nesses locais.

Fatores como as características limnológicas do ambiente, principalmente quanto a disponibilidade de nutrientes, afetam diretamente as comunidades de insetos, principalmente de Chironomidae, e Oligochaeta, organismos considerados resistentes e adaptados a ambientes enriquecidos (Callisto et al., 2002).

Neste estudo, esses táxons apresentaram os maiores valores de densidade de organismos entre as estações de coleta. A disponibilidade alimentar faz com que os Chironomidae tendam a apresentar hábitos alimentares generalistas e oportunistas, principalmente os coletor-catadores, que muitas vezes utilizam organismos do perifíton como alimento, o que também pode explicar a dominância de indivíduos de Chironomidae sobre os demais táxons, em todas as estações amostrais.

No rio Órbigo foram observados diferentes tipos de substrato, e diferentes velocidades de correnteza, que por sua vez contribuem para o estabelecimento de determinados táxons. Em alguns pontos do rio notamos uma grande acumulação de matéria orgânica vegetal em decomposição, o que possivelmente, venha favorecer o estabelecimento da maioria dos táxons de invertebrados do rio. A qualidade do hábitat é um dos fatores mais importantes no sucesso de colonização e estabelecimento das comunidades biológicas em ambientes lênticos ou lóticos. A flora e a fauna presentes em um sistema aquático são também influenciadas pelo ambiente físico do corpo d'água como o tipo de substrato (Gray 1974; Alongi e Christoffersen, 1992; Marques et al., 1999).

Embora as variações de diversidade das comunidades bênticas possam ser analisadas em diferentes escalas, local, regional e global, as causas dessas variações não estão ainda inteiramente compreendidas, apesar de várias hipóteses terem sido formuladas baseadas em fatores diversos, tais como tempo, estabilidade climática, heterogeneidade espacial, distúrbios físicos do ambiente, tipo de sedimento, competição, predação e produtividade.

De uma forma geral, em relação a esses fatores, a diversidade tenderia a ser maior em ambientes heterogêneos, sujeitos a uma maior estabilidade climática e a uma frequência intermediária de ocorrência de distúrbios, a uma maior abundância de predadores, o que diminuiria a competição entre presas, aumentando a diversidade (Wilson, 1991; Peterson, 1992);

ambientes mais produtivos apresentariam maior diversidade, a qual tenderia a aumentar com o passar do tempo (Rex et al., 1993). Os resultados dos índices biológicos mostram que as águas do rio Órbigo são classificadas entre regular e muito ruim (Tabela3).

Tabela 3. Resultado do Índice Biótico de Famílias aplicado nos três pontos de amostragem (PA) no rio Órbigo.

PA	IBF	BMWP	EFT
1	Regular	Baixa	Regular
2	Muito Ruim	Baixa	Ruim
3	Ruim	Baixa	Ruim

Conclusões

Em termos globais, uma das conclusões essenciais do trabalho desenvolvido é que é, sem dúvida, de extrema importância, no âmbito de um projeto de restauro fluvial, a abordagem proximal ao trecho em estudo, ou seja, a correta caracterização da realidade existente, bem como um correto diagnóstico dos principais impactes detectados, que servirá como importante base de sustentação de todas as intervenções posteriormente propostas.

Em termos concretos, embora o trecho em estudo apresente características estruturais que são pouco favoráveis ao bom funcionamento ecológico deste ecossistema, que foram sendo apontadas e debatidas ao longo do presente relatório, apresentando-se algumas medidas de intervenção para mitigar, ou pelo menos minimizar, esses constrangimentos e os seus efeitos, denotam-se igualmente algumas condições que convém preservar, ao nível da morfologia, de *habitats*, de substratos, de fauna e flora, pois são propícias ao bom funcionamento ecológico.

Analisando os registros dos anos de 2007 a 2011 observamos uma diminuição significativa na riqueza taxonômica, equitabilidade, diversidade e na densidade total de organismos bentônicos.

A distribuição dos organismos no rio Órbigo foi homogênea com relação aos táxons encontrados, porém com relação às densidades de

cada espécie ocorre flutuação numérica, dependendo do local estudado.

Os resultados de diversidade de táxons foram corroborados com os resultados dos três índices de qualidade biológica (IBF, BMWP e EPT) aplicados no rio Órbigo, que demonstram que o rio vem sofrendo um acelerado processo de degradação ambiental, gerando a devastação da mata ciliar e consequente a diminuição da diversidade na comunidade de macro invertebrados bentônicos.

A composição taxonômica e estrutura de comunidades bentônicas evidenciaram baixa riqueza, equitabilidade e diversidade taxonômica, relacionado à reduzida qualidade de água. Não foi encontrada diferença significativa entre os grupos bentônicos encontrados nas estações de coleta. A fauna encontrada é típica de ambientes impactados (Chironomidae e Oligochaeta na maioria).

Os resultados obtidos neste estudo foram úteis para o avanço do estado de conhecimento das populações de invertebrados bentônicos da região, além de corroborar com o papel destes animais como ferramentas importantes na avaliação da saúde e integridade dos ecossistemas aquáticos.

Referências

Alba-Tercedor J., 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV SIAGA, Almeria, vol. II: 203-213.

Alongi, D.M. & Christoffersen, P., 1992. Benthic infauna and organism-sediment relations in a shallow tropical area: influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 81, 229-245.

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*, 2ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

Callisto, M; Moreno, P; Gonçalves, J. F. Jr.; Leal, J. J. F, Esteves, F., 2002. Diversity and biomass of Chironomidae (Diptera) larvae in na impacted coastal lagoon in Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 62, 77-84.

Carrera, C., Fierro, K., 2001. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como

indicadores de la calidad del agua. *EcoCiência*. Quito.

Confederación del Duero. Plan Hidrológico de la Parte Española de la Demarcación Hidrográfica del Duero. Estudio General de la Demarcación 2007 – Tomo 2. Anexo de Actualización. Ministerio de Medio Ambiente. Valladolid, España.

Confederación del Duero., 2011. Proyecto de Mejora del Estado Ecológico del rio Órbigo (Léon) Tramo I, Tramo II y Tramo III. Documento 1 – Memória. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España.

Cota, L.; Goulart, M.; Moreno, P.; Callisto, M., 2002. Rapid assessment of river water quality using na adapted BMWP index: a practical tool to evaluate ecosystem health. *Verh. Internat. Verein. Limnol* 28, 1-4.

Gray, J. S., 1974 Animal-sediment relationship. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 12, 223-261.

Magurran, A. E., 1988. *Ecological diversity and Its Measurement*. New Jersey, Princeton University Press. 179p.

Marques, M. G. S. M., Ferreira, R. L.; Barbosa, F. A. R., 1999. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. *Revista Brasileira de Biologia* 59, 203-210.

Peterson, C.H., 1992. Competition for food and its community-level implications. *Benthos Research* 42, 1-11.

Rex, M. A. C. T. et al., 1993. Globalscale latitudinal patterns of species diversity in the deep-sea benthos. *Nature* 365, 639- 649.

Rosenberg, D. M., Resh, V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. (eds.) Rosenberg, D.M. and Resh, V.H. Chapman and Hall, New York, pp. 1-9.

Wilson, W.H., 1991. Competition and predation in marine soft-sediment communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21, 221-241.

Whitfield, J. 2001. Vital signs. *Nature* 411, 989-990.

US Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment: Notice. FRL-5605-9. Federal Register 61, 47552-47631.

ZAR, J. H. 1999. *Biostatistical analysis*. New Jersey. Prentice-Hall, Upper Saddle River. 662 p.