POTENCIALIDADES DA IMPLEMENTAÇÃO DE BIORREMEDIAÇÃO NA REABILITAÇÃO DE RIOS: DADOS INICIAIS E CONSIDERAÇÕES

Maria Cristina Crispim[1]; Ana Maria Antão-Geraldes[2], Flávia Martins Franco de Oliveira[3] Randolpho Savio Marinho[4] & Maria Manuela Morais[5]

[1]Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil. E-mail: ccrispim@hotmail.com
[2]Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, Portugal. E-mail: geraldes@ipb.pt
[3]Instituto de Ciências da Terra (ICT) | Laboratório da Água da Universidade de Évora, Universidade de Évora, Portugal mmorais@uevora.pt

RESUMO

Por princípio, as tecnologias sustentáveis utilizam os processos naturais na resposta às questões que pretendem responder. Dessa forma, foi proposto o uso de cortinas de plástico, com o objetivo de aumentar o habitat disponível de colonização do biofilme, para a melhoria da qualidade ambiental em rios. O objetivo deste trabalho é potencializar a assimilação de nutrientes e contribuir para uma melhoria do estado ecológico, e consequentemente, para a reabilitação destes sistemas. Este processo visa aumentar a capacidade de autodepuração que os rios já apresentam. Pretende-se com o presente trabalho apresentar os resultados preliminares obtidos com esta tecnologia em dois rios eutrofizados, situados em regiões climáticas distintas: região tropical (rio urbano, Brasil); região mediterrânica (Rio Fervença, Bragança, Portugal). A dimensão espacial e temporal foi diferente nos dois experimentos. Discute-se ainda o potencial de utilização desta tecnologia como forma de mitigar situações de eutrofização em ambientes aquáticos em distintas localizações geográficas e sujeitos a diferentes climas (temperado e tropical). Os resultados apresentados mostraram redução de compostos nitrogenados e fosfatados e aumento de oxigênio nos dois rios analisados, o que demonstra o potencial de melhoria na qualidade de água com o uso de biofilme como biorremediador.

Palavras chave: Biofilme, restauração de rios, sustentabilidade, biotratamento.

POTENTIALITIES OF THE IMPLEMENTATION OF BIORREMEDIATION IN THE REHABILITATION OF RIVERS: INITIAL DATA AND CONSIDERATIONS

ABSTRACT

In principle, sustainable technologies use natural processes to respond to the questions they are intended to answer. Thus, it was proposed the use of plastic curtains, with the objective of increasing the available biofilm colonization habitat, to improve the environmental quality in rivers. The aim of this research is to enhance the assimilation of nutrients and contribute to an improvement in the ecological status and, consequently, to the rehabilitation of these systems. This process aims to increase the self-purification capacity that the rivers already present. The present work intends to present the preliminary results obtained with this technology in two eutrophic rivers located in distinct climatic regions: tropical region (urban river, Brazil); Mediterranean regions (Fervença River, Bragança, Portugal). The spatial and temporal dimensions were different in the two experiments. The potential of using this technology as a way to mitigate situations of eutrophication in aquatic environments in different geographical locations and subject to different climates (temperate and tropical) is discussed. The results showed a reduction of nitrogenous and phosphatic compounds and an

increase of oxygen in the two analyzed rivers, which demonstrates the potential of improvement in water quality with the use of biofilm as a bioremediator.

Key-words: Biofilm, river restoration, sustainability, biotreatment.

INTRODUÇÃO

Os sistemas aquáticos oferecem uma gama de serviços ambientais aos habitantes dos espaços rurais e urbanos. No entanto, o mau ordenamento territorial e as más práticas agrícolas têm causado a degradação acelerada destes ecossistemas, reduzindo de forma muito acentuada a sua capacidade de autodepuração. A Diretiva Quadro da Água (2000/60/CE), transposta para o direito interno português pela Lei n.º 58/2005, de 29/12, tem por objetivo assegurar a gestão integrada e sustentável dos sistemas aquáticos europeus de forma a que atinjam o bom estado ecológico a partir de 2015. O fósforo é um nutriente limitante, que influencia diretamente a produção primária. Assim, a redução/prevenção dos efeitos da eutrofização passa pela diminuição deste nutriente e também do nitrogénio (nutriente co-limitante da produção primária) nos ecossistemas aquáticos (WETZEL, 2001). Uma das metodologias de biorremediação que pode ser potencializada é o aumento do habitat para colonização do organismos bentónicos (biofilme), utilizando substratos artificiais submersos. Promove-se assim a biomassa desta comunidade, e consequentemente, a capacidade de autodepuração dos ecossistemas aquáticos.

De acordo com vários autores (VYMAZAL, 1988; CRISPIM et al., 2009; LU et al., 2014; WU et al., 2014; 2017; MA et al., 2018), a utilização de biofilme apresenta várias vantagens relativamente a outras tecnologias convencionais, pois: (a) é constituído por vários tipos de organismos (microalgas, fungos, bactérias, protozoários e também por pequenos animais), ou seja, como é uma comunidade completa ocorrem processos de produção, consumo e decomposição; (b) pode ser encontrado em qualquer zona bentônica do ecossistema aquático; (c) tem um papel importante no processo de reciclagem e transferência de nutrientes; (d) está fixo ao substrato, e (e) é facilmente incorporado em bioreactores. Todos estes aspetos, acrescidos de ser uma tecnologia natural e de baixo custo e "amiga do ambiente", contribuem para demonstrar que o biofilme possa vir a ser considerado com um processo sustentável viável, o qual pode promover a biorremediação de sistemas aquáticos eutrofizados.

Em alguns estudos pioneiros realizados em lagos eutrofizados na Alemanha e Polónia (e.g. JÖBGEN et al., 2004; SZLAUER-ŁUKASZEWSKA, 2007), foram colocadas bandas de polietileno (plástico) e polipropileno, com o objetivo de aumentar o habitat disponível para colonização de biofilme. resultando em melhorias da qualidade ecológica destes ecossistemas. Crispim et al. (2009) testaram o uso de biofilme e macrófitas aquáticas em um mesocosmos cm água de um reservatório com piscicultura em tanques rede, e verificaram que o biofilme foi mais eficiente na remoção de fósforo e nitrogénio que a macrófita Eichornnia crassipes, propondo o uso desta comunidade como biorremediadora na diminuição da eutrofização em ambientes aquáticos.

Sendo assim, o objetivo do presente trabalho é testar a eficácia desta tecnologia em dois rios urbanos eutrofizados, situados em duas regiões com distintas condições climáticas: uma em região tropical (Rio do Cabelo, Paraíba, Brasil); uma em região temperada de características mediterrânicas (Rio Fervença, Bragança, Portugal). Os dois experimentos são independentes, e usaram metodologias distintas, mas aplicando ambas a mesma inserção de substrato artificial para a fixação do biofilme, como remediador.

METODOLOGIA

Locais de estudo

Rio do Cabelo

O Rio do Cabelo está localizado no município de João Pessoa no Estado da Paraíba (Brasil), entre as coordenadas 7º 08'53'' e 7º 11'02''S e 34º47'26'' e 34º50'33''W a uma altitude de 31,15m. O Rio do Cabelo está limitado a sul com a Bacia do Rio Aratú, a norte pela Ponta do Seixas; a leste pelo Oceano Atlântico. Nasce no bairro de Mangabeira VII, passa pelo bairro Cidade Verde e Conjunto Mariz (Fig. 1) e apresenta uma área de drenagem de cerca de 9,78km^2 (SASSI, 1997). Estende-se na direção oeste-leste do bairro de Mangabeira até à sua foz na Praia da Penha.

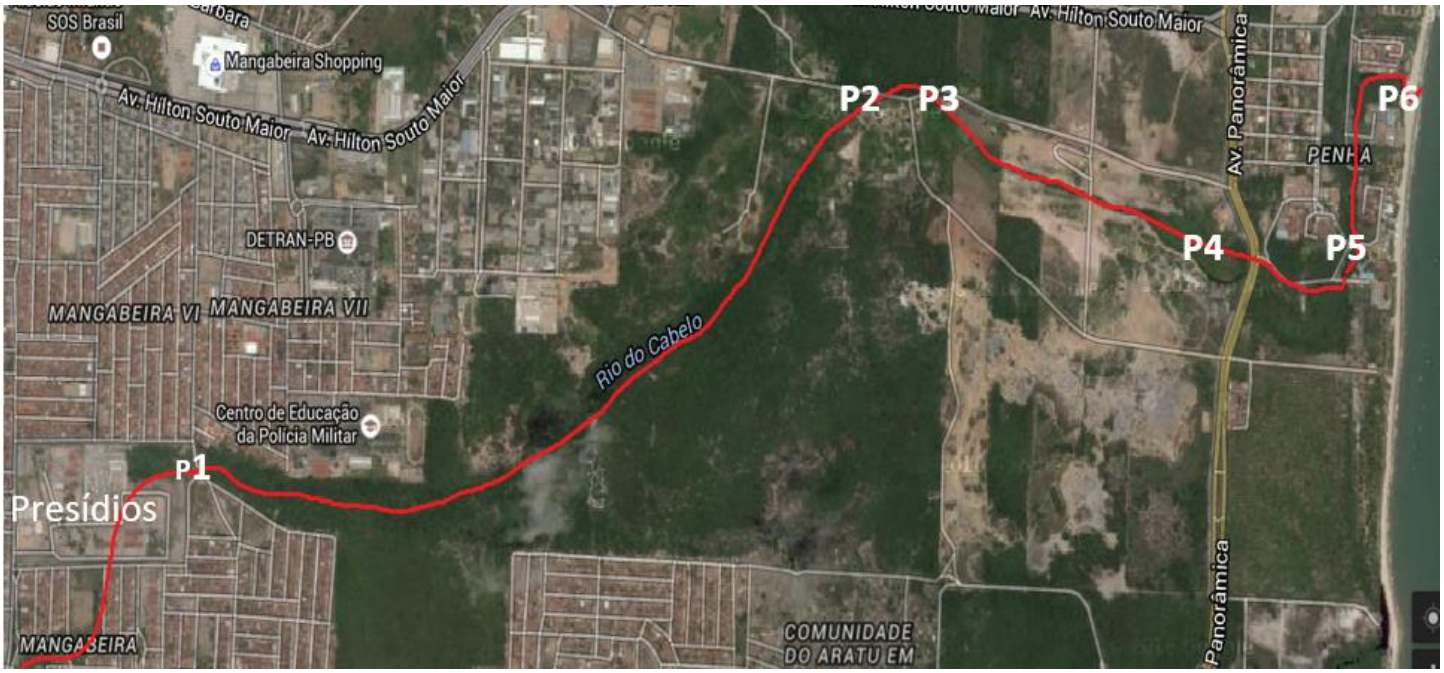

Figura 1 - Rio do Cabelo, João Pessoa, PB, Brasil, desde a sua nascente até à foz no Oceano Atlântico.

Fonte - Adaptado do Google Earth

P1 – (coordenadas -7º171246 e -34.831629) Caracteriza-se por grande quantidade de esgoto proveniente principalmente dos presídios de Mangabeira (Sílvio Porto e Centro Social Educativo Edson Mota), ficando localizado a cerca de 100m a jusante da lagoa que acumula o esgoto dos presídios. Apresenta cor (escura) e cheiro (mau cheiro), área bastante assoreada, cuja profundidade varia de 0,05cm a 0,40cm. O rio apresenta-se muito estreito, com cerca de 0,50 m de largura, com fundo lodoso (Fig. 2). Os únicos organismos vivos, visíveis a olho nu são grande quantidade de larvas de insetos.

P2 – (coordenadas -7.162924 e -34.811152) Entre o P1 e o P2, o rio corre entre Canions, com as margens apresentando elevada altitude (entre 20 e 30 m), com difícil acesso. Localizado na antiga estrada da Penha (Estrada dos Escoteiros), na ponte antes do rio entrar em área com fragmento de mata atlântica (Campo escola dos Escoteiros). Já não apresenta mau cheiro, e antes das obras recentes que modificaram a ponte, apresentava uma pequena acumulação de água,

antes de passar na ponte, com profundidade de até 0,80 m, com fundo arenoso. Aqui o rio apresenta-se de maior porte, com largura de mais de 1,00 m. Já se observam peixes (juvenis) no local. É importante dizer que após o P2, há uma barreira parcial, no qual a água que sai para o P3 é da parte mais superficial, melhorando ainda mais sua qualidade. É importante salientar também que este é um dos locais em que os carros-pipa coletam água para aguação de praças na cidade de João Pessoa (Fig. 3) (relato dos motoristas dos carros pipa).

P3 – (Coordenadas -7.162967 e -34.809945) Localizado na antiga estrada da Penha (Estrada dos Escoteiros), na ponte depois do rio sair da área com fragmento de mata atlântica (Campo escola dos Escoteiros) (Fig. 4). Apresenta menor turbidez, a coleta foi realizada em área de fluxo maior. Verifica-se a presença de peixes. Antes da recente obra da ponte apresentava cerca de 1,50 m de largura, mas era raso, com cerca de 0,20 m de profundidade, fundo arenoso.

Figura 2 - Vista do P1, evidenciando a poluição presente e a coloração da água do rio (A), grande quantidade de larvas (B). Foto - Flávia Oliveira (2017)

Figura 3 - Vista do P2 (Set/15), evidenciando a vegetação em volta e a modificação na coloração da água para turva (A), curso do rio quando sai do P2 sendo usada por caminhões da Prefeitura. Foto - Cristina Crispim (2017)

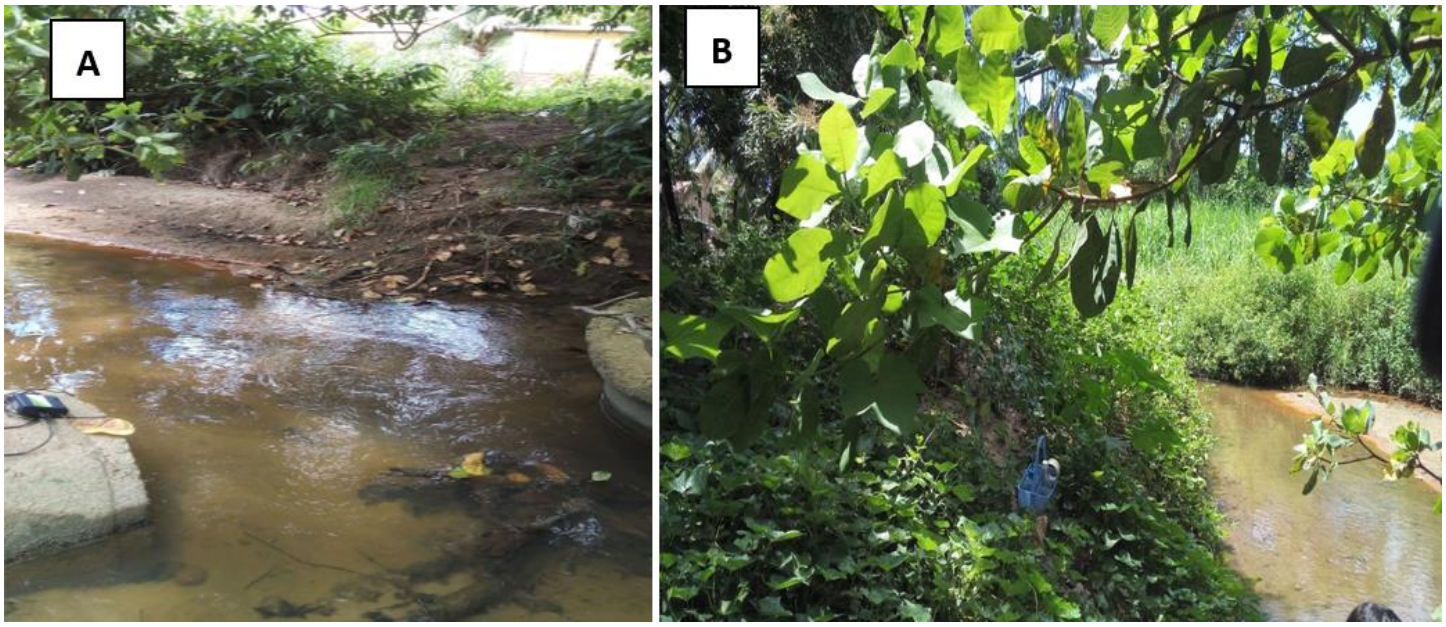

Figura 4 - Vista do curso do Rio do Cabelo no P3, evidenciando uma melhor qualidade da água e transparência total (A) e a vegetação marginal ao longo de seu curso (B). Foto - Cristina Crispim (2017)

P4 – (coordenadas -7.162967 e -34.809945). Em lagoa que se forma antes do rio cruzar a Rodovia 008. Presença de macrófitas flutuantes, em período não chuvoso podem ocupar toda a superfície da água. Presença de peixes. Profundidade que pode chegar a cerca de 1,00 m, com fundo lodoso. Este ponto situa-se próximo a uma ponte que deixa a água parcialmente represada, possuindo apenas tubulações que possibilitam a passagem parcial da água (Fig. 5). Apresenta vários tipos de macrófitas e água turva e com vegetação na área do entorno.

P5 – (coordenadas -7,1663º e -34,7970º) Localizado após a ponte depois da escadaria da Penha. Antes do local de coleta, o Rio do Cabelo apresenta-se alargado, com profundidade de cerca de 1,20 m. Na ponte forma uma cachoeira, que auxilia na oxigenação da água. O local forma também um alargamento, com profundidade de cerca de 1,00 m. Observam-se a olho nu peixes pequenos e pitus (camarões) (Fig. 6). É importante mencionar que, de acordo com relato de alguns moradores, por vezes há lançamento de carrapaticida neste ponto, com o intuito de "pescar" camarões, visto que depois eles flutuam mortos, ficando disponíveis para serem pescado e vendidos em feira. Isso é realizado por pessoas externas à comunidade

P6 – Localizado na foz, antes do rio juntar-se ao mar (Fig. 7). Todas as coletas de amostras realizadas neste ponto foram com a maré secando, com apenas água do rio. Área com margens íngremes, com profundidade chegando a cerca de 0,80 m.

Em geral, o Rio do Cabelo apresenta água escura com mau odor em vários troços. Na zona de cabeceira (próximo da nascente), o rio recebe efluentes directos de esgotos provenientes de presídios públicos na região das nascentes; no seu curso médio, passa por áreas protegidas, em bioma de Mata Atlântica, o que favorece a autodepuração da água contaminada, no entanto, nesta zona, o rio recebe um afluente de uma segunda nascente também contaminada com esgotos de condomínios fechados. No baixo curso do rio encontram-se grandes zonas de colonização de macrófitas aquáticas (e.g. *Eichornnia crassipes*, *Pistia stratiotes, Salvinia* sp., entre outras) (Fig. 8). É comum o mau odor na região mais urbanizada da nascente, perto do P1.

Figura 5 - Vista do curso do Rio do Cabelo no P4, evidenciando a presença de macrófitas.Foto - Cristina Crispim (2017)

Figura 6 - P5 no Rio do Cabelo – mostrando a área mais lêntica e a cachoeira após a ponte (A e B). Foto - Cristina Crispim (2017)

Figura 7 - P6 no Rio do Cabelo - Localizado no estuário, na praia da Penha. Foto - Cristina Crispim (2017)

Figura 8 - Troço do Baixo Rio do Cabelo (P5), João Pessoa, PB, Brasil, com banco de macrófitas flutuantes (dominância de *Pistia stratiotes*). Foto - Cristina Crispim (2017).

Rio Fervença

O Rio Fervença pertence à Bacia Hidrográfica do Rio Douro (Portugal); nasce na Serra da Nogueira (aldeia de Fontes Barrosas- 41º48'N; 6º50'W), a 1300 m de altitude, percorre cerca de 25 km, atravessa a cidade de Bragança, sendo, por isso, classificado como um rio urbano e desagua no Rio Sabor, cerca de 7 Km a jusante de Bragança (Fig. 9). Esta região apresenta clima mediterrânico, com as fortes variações intra e interanuais de precipitação (IPMA, 2018). Consequentemente, o rio desenvolve um regime hidrológico torrencial, com grandes variações de caudal em consonância com o regime de precipitações.

Na sub-bacia hidrográfica do Rio Fervença existem fontes de contaminação difusa e pontuais (e.g. oriundas das práticas agrícolas) e principalmente presentes a montante da cidade de Bragança. Mas é no interior da cidade, que se registra um aumento da contaminação orgânica proveniente de fontes pontuais, sendo este fenómeno particularmente forte a jusante da Estação de Tratamento de Águas Residuais (ETAR), onde as águas residuais da cidade após tratamento secundário são lançadas diretamente no rio.

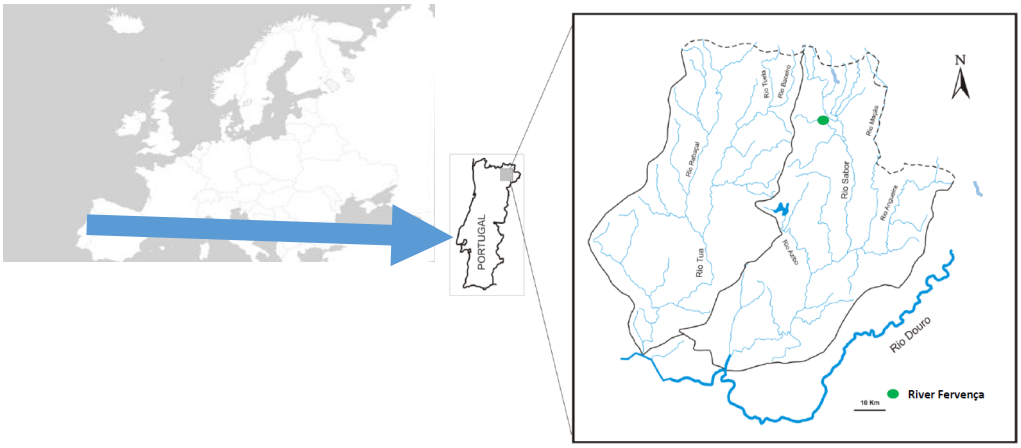

Figura 9 - Localização geográfica do Rio Fervença (lado esquerdo); limitação da sua bacia hidrográfica.

O troço do rio, onde foram colocados os substratos artificiais, localiza-se na zona mais contaminada, próxima da aldeia de Alfaião (41º46' N; 6º43'; altitude 513 m) a jusante da ETAR (41^{0}48'N e 06^{0}44'W). De salientar, que neste troço, junto ao rio, existe uma exploração de suinicultura extensiva com cerca de 100 animais. A profundidade da água neste troço de rio varia entre 0,3 a 1,0 m. A vegetação ripícola é composta por amieiros (*Alnus glutinosa)*, choupos (*Populus* sp.) freixos (*Fraxinus angustifolius*) e salgueiros (*Salix* sp.). As zonas de menor profundidade são colonizadas por espécies de macrófitas aquáticas, destacando-se *Alisma lanceolatum*, *Potamogeton natans* e *Potamogeton nodosus*. De acordo com o Índice de Qualidade do Bosque Ribeirinho - QBR (MUNNE et al., 1998) a qualidade da vegetação ripícola é considerada aceitável, embora ocorram indícios de alterações importantes. Relativamente ao estado do canal, a aplicação do Índice do Grau de Qualidade do Canal - GQC (CORTES et al., 1999) indica a ocorrência de alterações importantes, sobretudo devido à acumulação

de sedimentos finos que provocam a colmatação do leito do rio, impedindo a normal instalação de biofilme. Neste troço de rio não têm sido detetadas espécies piscícolas.

Substratos artificiais para colonização de biofilme

Rio do Cabelo

Os substratos artificiais utilizados foram construídos por garrafas de pet, suspensas por fios de *nylon* em módulos de 1,5 por 1,5 m de largura (Fig. 10). Estes substratos foram colocados em 3 locais com profundidade superior a 0,6m: na lagoa que recebe o esgoto dos presídios foram colocados dois módulos (antes do P1) (Fig. 4A); numa zona que apresentava elevada densidade de macrófitas flutuantes (*Eichornnia crassipes*) foi colocado um módulo (P4) (Fig. 10B); e no troço entre a Associação Atlética do Banco do Brasil (AABB) e a Escadaria da Penha (P5) foram também colocados dois módulos (Fig. 4C).

Os módulos (1,5 x 1,5 m) continham 6 bandas de polietileno, com pesos na parte inferior, de forma a não flutuarem, e foram colocados em período chuvoso (no mês de Agosto) em situação sem macrófitas, porque estas foram arrastadas para jusante pelas chuvas, no entanto, a água apresentava uma tonalidade escura.

Figura. 10 - Instalação dos substratos artificiais na lagoa de esgoto do presídio (A), no P4 (B) e no P5 (C) para colonização de biofilme utilizados no Rio do Cabelo, João Pessoa, PB, Brasil, em Agosto de 2017. Fotos - Acervo dos autores.

Rio Fervença

À semelhança dos substratos utilizados no Rio do Cabelo, foram construídos 5 módulos em PVC com 1,5m X 1,5m. Nestas estruturas foram colocadas, na vertical, 6 bandas de polietileno com 1,0m X 0,5m com 200µm de espessura, perfazendo uma área total de 15 m^2. As bandas de polietileno foram mantidas na vertical com o auxílio de pequenos pesos que foram colocados nas extremidades inferiores das bandas. As estruturas de PVC que suportam as bandas de polietileno foram ancoradas ao leito do rio com o auxílio de pedras, aí existentes presas umas às outras e colocadas de modo a seccionar todo o canal na horizontal (Fig. 11).

Figura 11 - Substratos artificiais para colonização de biofilme, utilizados no Rio Fervença, Portugal. Foto - Acervo dos autores (2018).

Variáveis físicas e químicas

No Rio do Cabelo foi analisado o fósforo total, pelo método de digestão do persulfato, o azoto amoniacal pelo método do fenol, estas análises foram realizadas segundo os métodos descritos em APHA (CLESCERI et al., 1998). Foram realizadas amostragens antes e após a instalação dos substratos para biofilme e comparadas ao longo do tempo.

No Rio Fervença, previamente à instalação das estruturas, em Fevereiro, Maio e Junho de 2018, foram efetuadas medições *in situ* de temperatura da água, condutividade, sólidos dissolvidos totais (TDS), pH e oxigénio dissolvido (DO). Estes parâmetros foram determinados com uma sonda multiparamétrica HANNA HI9828. Para determinação das concentrações de nitratos, amónia, azoto total, fosfatos (SRP), fósforo total e clorofila *a*, foi recolhida uma amostra integrada da coluna de água. O ortofosfato é a fração dos compostos solúveis de fósforo da fase dissolvida. O método analítico utilizado na determinação do fósforo solúvel reactivo (ortofosfato) foi o de Murphy & Riley (1962). As concentrações de ortofosfato são determinadas pela medição das absorvâncias das amostras a 885 nm. Para a determinação do fósforo total foi utilizada a mesma metodologia analítica, mas a amostra foi previamente sujeita a uma digestão ácida em persulfato de potássio. Para a determinação da concentração dos nitratos nas amostras, foi utilizado o método de ácido cromotrópico. Para a determinação do azoto total foi realizada previamente uma digestão ácida com persulfato de potássio com o objetivo de converter as formas de azoto em nitrato. Após o processo foi aplicado o método de ácido cromotrópico para determinar as concentrações de azoto total (West & Ramachandran, 1966). Em laboratório, para cada variável foram realizadas análises em três réplicas.

Os valores obtidos para cada parâmetro, em Fevereiro, Maio e Junho de 2018, foram comparados com os valores registados nos mesmos locais no passado, especificamente em 2006 e 2013. Como pressuposições de normalidade e homocedasticidade

não se verificaram para estas amostras, as diferenças existentes foram avaliadas estatisticamente através da aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis consideradas significativas quando $p<0,05$. O programa utilizado foi IBM SPSS Statistics 20. Após a estabilização do biofilme nos substratos artificiais (em Julho de 2018) recolheram-se novamente amostras de água a montante e a jusante dos módulos para fixação de biofilme, para análise laboratorial desses parâmetros.

Coleta da ictiofauna

A assembléia íctica foi caracterizada a partir de coletas realizadas bimensalmente, através de diferentes artes de pesca (redes de malha 15, 25, 35 mm), além de tarrafas e redes de arrasto.

Após as coletas, os exemplares foram fixados com formol a 10%, acondicionados em recipientes de vidro, etiquetados e transportados para o Laboratório de Ecologia Aquática (LABEA) do Departamento de Sistemática e Ecologia/Centro de Ciências Exatas e da Natureza/Universidade Federal da Paraíba (DSE/CCEN/UFPB) para posterior triagem.

No LABEA foi feita a identificação taxonômica das espécies coletadas, segundo a literatura especializada (BRITISKI, *et al.*, 1984; PLOEG, 1991; GOMES-FILHO, 1999; MENEZES e FIGUEIREDO, 1980). Em seguida, alguns representantes de cada espécie foram conservados em álcool a 75%, encaminhados e registrados na Coleção Ictiológica da UFPB.

No Rio do Cabelo não foi realizada coleta no P1, em virtude de não haver peixes presentes. Estes organismos só foram observados a partir do P2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Condições ambientais antes e após a inserção dos substratos artificiais para o biofilme no Rio do Cabelo, Brasil

A zona de cabeceira no Rio do Cabelo (P1) é a que apresenta maior impacto ambiental devido ao lançamento direto de esgotos. Consequentemente, este local é o que apresenta maior concentração de nutrientes, diminuindo a partir daí, em consequência da capacidade de autodepuração que o rio apresenta. Em 2016, antes da instalação do biotratamento (colocação de substratos artificiais), as concentrações de fósforo total variaram de 2387,0 a 116,0 $\mu g.L^{-1}$. Em 2017, após a colocação dos substratos artificiais, a concentração de fósforo total diminui, sobretudo nos locais situados a jusante de P1, tendo variado entre 2700,0 e 30,0 $\mu g.L^{-1}$ (Fig. 12), com maior frequência de amostras com baixas concentrações de fósforo total.

As concentrações de nitrogénio amoniacal, também diminuíram variando de 5324,0 a 2256,0 $\mu g.L^{-1}$, antes da colocação dos substratos artificiais para 3200,0 a 280,0 $\mu g.L^{-1}$ após a sua colocação (Fig. 13). Contrariamente ao verificado para o fósforo total, mesmo no local P1, que recebe a descarga *in natura* de esgoto foi possível registar uma diminuição da concentração de nitrogénio amoniacal.

A melhoria da qualidade ecológica do rio resultou no aumento da riqueza específica de peixes presentes no Rio do Cabelo, após a colocação de substratos artificiais, principalmente registada no curso médio e na foz do Rio do Cabelo (aumento de 6 para 15 espécies). (Fig. 14).

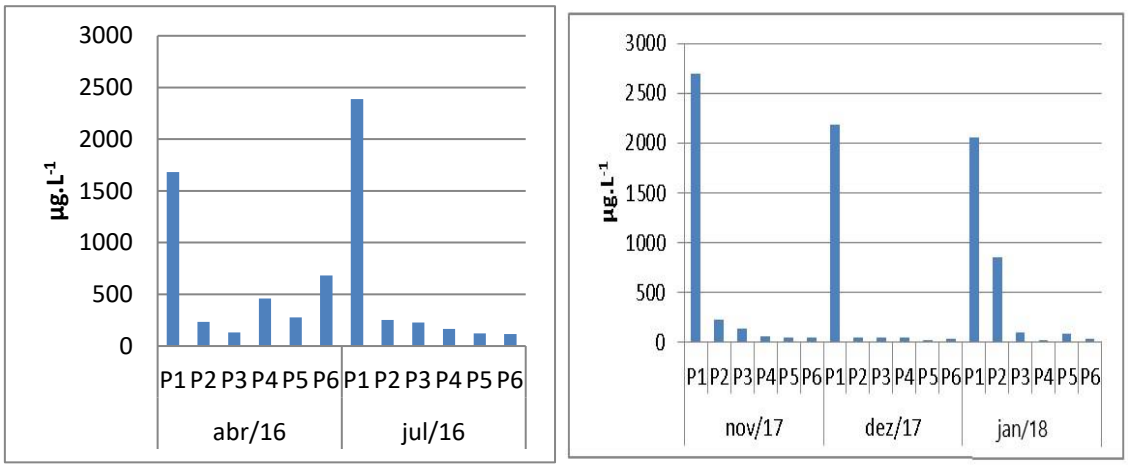

Figura 12 – Concentrações de fósforo total nos seis pontos amostrais do Rio do Cabelo, antes (2016) e após a biorremediação com biofilme (2017/18). Fonte - Marinho (2018).

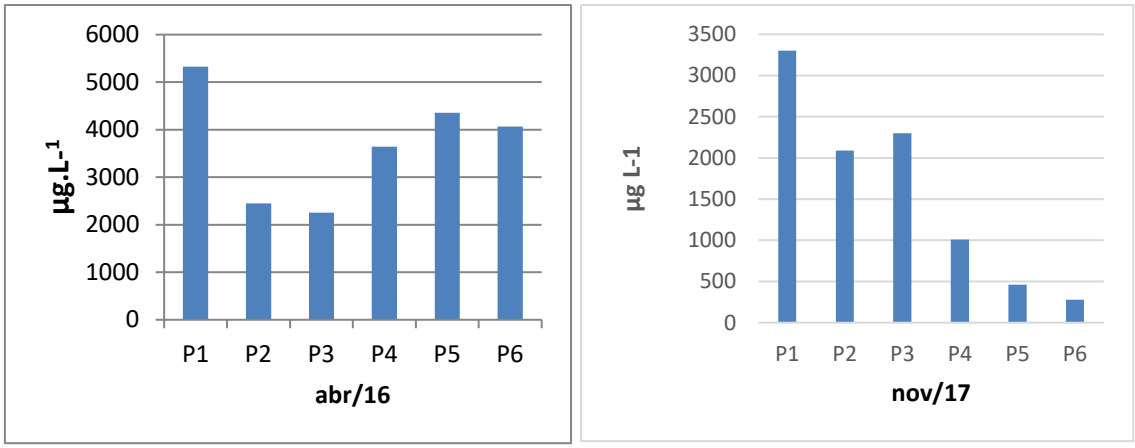

Figura 13 – Concentrações de nitrogénio amoniacal, antes (abr/16) e após (nov/17) a instalação dos substratos artificiais no Rio do Cabelo, João Pessoa, PB, Brasil. Fonte - Marinho (2018).

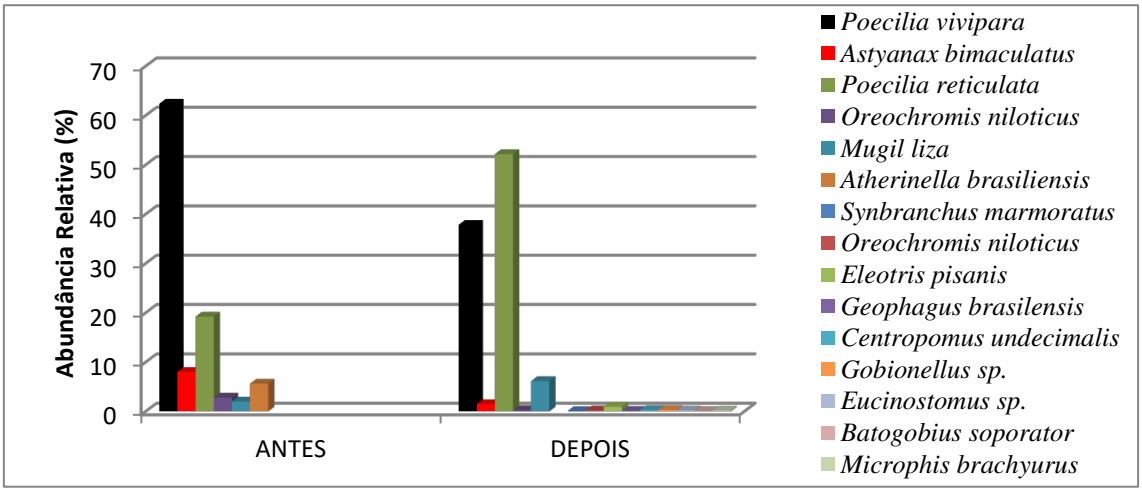

Figura 14 – Espécies de peixes encontradas no Rio do Cabelo antes e após a colocação de substratos artificiais para o biofilme. Fonte - Marinho (2018).

O aumento das espécies de peixes no Rio do Cabelo foi observado principalmente nos pontos P5 e P6, mais próximos da foz. O rio saindo para o mar com melhor qualidade ambiental favoreceu a entrada de espécies marinhas, para reprodução (visto que a maioria coletada, pelo tipo de apetrecho, era juvenil).

O reflexo da melhoria da qualidade ecológica do ecossistema fez-se sentir também na restauração do mangue, que após um ano, começou a brotar na foz do Rio do Cabelo (Fig. 15).

Figura 15 – Brotamento de espécies de mangue, na foz do Rio do Cabelo, 12 meses após a instalação dos substratos artificiais (A); mangue mais crescido 40 dias depois (B).

Condições ambientais antes e após a inserção dos substratos artificiais para o biofilme no Rio Fervença, em Bragança, Portugal

Situação antes da instalação dos substratos artificiais

Na tabela 1 apresentam-se os resultados obtidos para os parâmetros físicos e químicos em 2006 (colheitas realizadas bimensalmente entre Fevereiro de 2006 e Janeiro de 2007- Plano Verde Bragança, 2008) em 2013 (colheitas realizadas sazonalmente – Rodrigues 2013) e as realizadas no âmbito do presente trabalho, antes da instalação dos substratos artificiais para o biofilme. Comparando os resultados, verifica-se que as características físicas e químicas da água neste troço têm sido sempre idênticas, isto é, sem diferenças significativas ao longo do tempo. De salientar as concentrações sempre elevadas das diferentes formas de fósforo (de acordo com Wetzel (2001) as concentrações de fósforo total em águas não poluídas variam entre 10 e 50 µg l^{-1}). De realçar também os valores muito baixos de oxigénio dissolvido observados em grande parte das amostragens. Por outro lado, os valores registados para a condutividade foram também mais elevados do que seriam de esperar na categoria de cursos de água de baixa ordem nesta região de Portugal.

Parâmetros	2006-2007 (n= 6)	2013 (n=4)	2018 (n=3)	Significância
Condutividade (µS cm^{-1})	275-636 (443±166)	200-480 (325±82,8)	290-311 (301±14,8)	NS
TDS (mg/l)	138-318 (16,3±3,8)	100-240 (163±41,4)	145-155 (150±7,1)	NS
Oxigénio Dissolvido (mg /l)	3,7-9,0 (5,4±2,5)	4,0-8,5 (6,0±1,1)	10-6 (8,0±2,8)	NS
Temperatura (°C)	10,4-18,8 (15,6±3,6)	8,5-20 (12±4,2)	6,7-16,2 (11,5±6,8)	NS
pH	6,8-7,4	7,0-7,9	7,6-8,0	NS
Nitratos (µg.L^{-1})	0,00-4,250,0 (2960±2510)	-	1400-3800 (2600±1700)	NS
Azoto total (µg.L^{-1})	-	3,0-4,0 (3,5±0,5)	1,9-5,0 (3,5±2,2)	NS
Fosfato (µg.L^{-1})	0,32-2,53 (1,49/1,26)	-	0,4-0,5 (0,5/0,1)	NS
Fósforo total (µg.L^{-1})	-	500-2500 (1500/1000)	800-1400 (1100/400)	NS

NS não significativo para p<0,05

Tabela I - Valores máximos e mínimos e (média ± desvio padrão) das variáveis físico-químicas estudadas em 2006/2007, 2013 e 2018 antes da instalação dos substratos artificiais

Situação após a instalação dos substratos artificiais

A primeira colheita após a instalação das estruturas teve lugar em 24 Julho de 2018, um mês após a instalação das mesmas, quando o bioflme já estava completamente estabelecido nas bandas de polietileno. Na Figura 16 são apresentadas as diferentes etapas de colonização do biofilme, na primeira poucos dias após a instalação os plásticos ficaram repletos de hirudinea, e com algumas microalgas, 30 dias depois o biofilme estava completamente instalado. No presente trabalho são apenas apresentados os resultados referentes às análises físicas e químicas da água realizadas a montante e jusante das estruturas em Julho de 2018. A velocidade da água a montante, no interior e a jusante das estruturas apresenta respectivamente os seguintes valores médios: (1) montante das estruturas 0,040 m/s; (2) interior das estruturas 0,005 m/s e (3) jusante das estruturas 0,095 m/s. O facto da velocidade da água ser muito reduzida no interior das estruturas poderá facilitar a absorção de nutrientes por parte da comunidade autotrófica constituinte do biofilme, estabelecida nas bandas de polietileno (MARIÑELARENA e Di GIORGI 2001).

Figura 16 - Evolução da colonização dos substratos artificiais (bandas de polietileno) no rio Fervença, Portugal. Junho de 2018 no início do ensaio 3 dias depois das estruturas terem sido colocadas no rio, (A) e Julho de 2018 quando da primeira amostragem, com o biofilme já instalado (B).

Apesar dos dados disponíveis serem ainda muito escassos (apenas uma colheita), existem evidências de

redução das concentrações de alguns parâmetros, como nitrato, nitrogénio total, fósforo total e fosfato e aumento de oxigênio dissolvido a jusante da colocação dos substratos artificiais (Tab. 2). Todas estas alterações são indicadoras de melhoria na qualidade de água. De salientar que em sistemas aquáticos onde foram realizadas experiências semelhantes os autores verificaram a ocorrência de redução do fósforo e do nitrogénio (JÖBGEN et al., 2004; SZLAUER-ŁUKASZEWSKA, 2007; CRISPIM et al., 2009; LU et al., 2014; HE et al., 2017; WU 2017; MA, 2018).

Considerações finais, perspectivas, limitações e desafios futuros

Vários autores demostraram através de experiências "*in situ*" ou "*ex situ*", em lagos e rios, que a utilização de substratos artificiais para aumento do habitat do biofilme, tem como efeito a redução do fósforo e de algumas formas de nitrogénio na coluna de água, tendo assim, um impacto positivo na qualidade da água, e consequentemente, na qualidade ecológica.

Ao contrário de muitas outras técnicas de remediação da eutrofização como a adição de cobre, de peróxido de hidrogénio e a utilização de herbicidas (LU et al., 2014; WU et al.,2014; 2017) o incremento do habitat para o biofilme, através da colocação de substratos artificiais, é uma técnica sustentável e de baixo custo. Outras técnicas de remediação, testadas experimentalmente, como o uso de esponjas como substrato para o biofilme (e.g. Ma, 2018), demonstraram também a eficiência desta comunidade na retirada de nutrientes da água.

Levando em consideração os resultados obtidos nos dois sistemas em análise, apesar de experimentos distintos, com análise temporal e espacial diferentes, é possível verificar indícios de eficácia desta técnica na redução de nutrientes, que causam eutrofização, como os compostos nitrogenados e fosfatados, o que demonstra melhoria na qualidade de água e o potencial de uso desta comunidade do biofilme. Além disso, o aumento das concentrações de oxigênio promovidas pelo biofilme, favorece a capacidade de autodepuração dos sistemas aquáticos (ANDRADE, 2010), fornecendo mais oxigênio para a microbiota decompositora, e evitando deplecção de oxigênio em água mais profundas (WETZEL , 2001).

Parâmetros	Montante	Jusante
Condutividade (µS cm^{-1})	429,0±1,0	428,0±0,9
TDS (mg/l)	215,0±1,0	214,0±0,8
Oxigénio Dissolvido (mg /l)	2,3±0,2	2,8±0,3
Oxigénio Dissolvido %	26,5±1,0	32,5±0,8
Temperatura (°C)	19,4±0,1	19,5±0,1
pH	7,1-7,3	7,1-7,4
Nitratos (mg /l)	5,2±1,6	1,9±0,4
Nitrogénio total (mg/l)	15,0±3,6	7,6±1,4
ortofosfato (mg /l)	0,9±0,06	0,8±0,4
Fósforo total (mg/l)	1,0±0,06	0,9±0,06

Tabela II - Valores médios e desvios padrão dos parâmetros físicos e químicos obtidos em Julho de 2018 a montante e a jusante da colocação dos substratos artificiais.

Apesar da degradação ambiental dos dois sistemas em análise ter como consequência uma simplificação dos processos ecológicos presentes, causados pela redução da biodiversidade devido à degradação do habitat, tem-se noção dos desafios inerentes à possibilidade de comprovação da técnica utilizada. A complexidade de qualquer ecossistema aquático, a complexidade da comunidade do biofilme e as complexas interações entre fatores ambientais (e.g. pH, luz, corrente aquática, nutrientes, temperatura,

sedimentação e hidrologia) e biológicos (e.g. parasitismo, predação, herbivoria e competição) que também influenciam esta comunidade, são ainda mal conhecidos, facto que por si poderá condicionar a aplicação desta técnica em larga escala (WU, 2017; RIBEIRO CASARTELLI e FERRAGUT 2018). No entanto, o facto de apresentar resultados positivos, tanto em uma região tropical quanto em uma temperada, com sistemas aquáticos sujeitos a diferentes temperaturas, já é promissor.

Outro fator que pode também condicionar a aplicabilidade desta técnica são os aspetos logísticos inerentes à colocação/remoção de grandes quantidades de substratos e também os impactos em toda a dinâmica do ecossistema decorrentes do crescimento em larga escala de biofilme (JÖBGEN et al., 2004). No entanto, nos sistemas em análise, é possível que os impactos referidos por estes autores possam ser pouco significativos. Se considerar-se a degradação global dos ecossistemas em análise (detetada pelos valores reduzidos de Oxigénio Dissolvido, no caso do Rio Fervença e as elevadas concentrações de fósforo e de nitrogénio presentes nos dois sistemas, assim como a ausência de peixes no troço analisado do Rio Fervença), pode-se concluir que a incrementação do biofilme poderá ser benéfica na autodepuração dos sistemas. A aplicação desta tecnologia (com o uso do polietileno como substrato) por vários autores (e.g. SZLAUER-ŁUKASZEWSKA, 2007; OLIVEIRA e CRISPIM; 2017) em ecossistemas muito degradados (eutróficos ou hipertróficos) é utilizada por ser sustentável e de baixo custo. No entanto, a sua utilização por longos períodos, pode ter impactos ambientais negativos causados pela dispersão e perda de algumas bandas plásticas. Em um reservatório do semiárido brasileiro em que foram utilizados estes módulos de plástico, Pérez (2015) verificou que ao fim de 8 meses os mesmos começaram a degradar-se, sendo, dessa forma, proposto realizar a troca destes módulos no máximo em 6 meses. Para ambientes lóticos ainda não se tem esse conhecimento. Em vista disso, alguns autores aconselham a utilização de substratos biodegradáveis (CAO et al., 2012; WU et al., 2014) que quando retirados possam ser utilizados como fertilizantes na agricultura.

Apesar das análises terem sido realizadas de forma distinta, na região tropical em todo o rio, com análises ao longo do tempo e na região temperada num troço do rio e com análise a montante e jusante do biotratamento, e em apenas um período amostral, em termos gerais, os resultados preliminares obtidos nos dois rios podem ser considerados promissores. O biofilme que coloniza e se desenvolve nos substratos artificiais é típico de cada ecossistema aquático, não havendo qualquer tipo de manipulação biológica. Por outro lado, a presença de biofilme favorece o ressurgimento de outras espécies aquáticas (comprovado no Rio do Cabelo) via melhoria da qualidade ambiental, cadeia trófica e disponibilidade de habitat. Desta forma, para além de melhorar a qualidade de água, o biofilme pode contribuir para uma maior integridade ecológica destes sistemas (i.e.maior qualidade ecológica), podendo ser aplicado este tipo de biotratamento por instituições governamentais, como Câmaras Municipais e secretarias de Meio Ambiente, ou pessoas individuais, por exemplo, ribeirinhos que queiram auxiliar na restauração dos rios.

Ao final dos dois experimentos, os módulos de cortinas de plástico foram retirados dos ambientes, para evitar impactes ambientais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), pelas bolsa concedida a Randolpho Savio Marinho (mestrado), à FAPESQ-PB (Fundação de Apoio à

Pesquisa do Estado da Paraíba), pela bolsa de doutorado concedida a Flávia Martins Franco de Oliveira, e a Nelson Preto, proprietário da Quinta das Poldras- Alfaião, por todas as facilidades concedidas para a realização do trabalho experimental.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, L.N. 2010. Autodepuração dos corpos d'água. Revista da Biologia. 5: 16-19. (doi-10.7594/revbio)

CAO, W.; ZHANG, H.; WANGA Y. & PAN, J. Z. 2012. Bioremediation of polluted surface water by using biofilms on filamentous bamboo. Ecological Engineering, 42:146– 149.

CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E. & EATON, A.D. 1998. Standard Methods for the examination of water and wastewater**.** American Public Health Association, APHA 20th.ed., Washington.

CORTES, R.; TEXEIRA, A.; CRESPI, A.; OLIVEIRA, S.V.; VAREJÃO, E. & PEREIRA, A. 1999. Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Cávado. 1ª Fase, Análise e Diagnóstico da Situação de Referência, Diagnóstico Preliminar, 1º Vol, Ministério do Ambiente.

CRISPIM, M.C.; VIEIRA, A.C.B.; COELHO, S.F.M. & MEDEIROS, A.M.A.2009. Nutrient uptake efficiency by macrophyte and biofilm: practical strategies for small-scale fish farming, Acta Limnologica Brasiliensia. 21(4): 387-91. (doi-dxdoi.org/10.1590/S2179-97sx6114).

DIRECTIVA 2000/60/CE. 2000. Directiva do Parlamento Europeu e do Conselho de 23 de Outubro de 2000 que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Jornal Oficial das Comunidades Europeias de 22/12/00 L327.

HE, H.; LUO X,; JIN H, GU J. JEPPESEN, E.; LIU Z. & LI, K. 2018. Effects of exposed artificial substrate on the competition between phytoplankton and benthic algae: implications for shallow lake restoration. Water, 9: 24. 2017. doi:10.3390/w9010024 IPMA . Boletins Climatológicos. http://www.ipma.pt/pt/publicacoes/boletins.jsp?cmbDep=cli&cmbTema=pcl&idDep=cli&idTema=pcl&curAno=-1 (acessado em 25 de Setembro de 2018).

JÖBGEN A.M.; PALM, A. & MELKONIAN, M. 2004. Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. Hydrobiologia 528: 123–142.

LU H, YANG L, ZHANG S. & WU Y. 2014. The Behavior of Organic Phosphorus under Non-Point Source Wastewater in the Presence of Phototrophic Periphyton. PLoS ONE 9(1): e85910. (doi:10.1371/journal.pone.0085910).

MA, D. ; CHEN S ; LU J & SONG Y. 2018. Study on the Effect of Periphyton on the Water Quality of Eutrophic Lakes. Water Air Soil Pollut. 229: 209.

MARIÑELARENA, A. J. & Di GIORGI, H. D. 2001. Nitrogen and phosphorus removal by periphyton from agricultural wastes in artificial streams. Journal Freshwater Ecology, 16, 347–353.

MUNNE, A.; SOLA, C. & PRAT, N. 1998. Un índice rapido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. Tecnología del Agua: artículos técnicos. 175: 20-37.

MURPHY, J. & RILEY, J. P.1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Annal. Chem. Acta. 27, 31-36.

OLIVEIRA A. G. & CRISPIM M.C. 2017. Water systems' revitalization: interventions adopted in aquatic ecosystems in Brazil and worldwide. Gaia Scientia, 11: 297-306 . (doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n1.37840)

PLANO VERDE BRAGANÇA. 2008. Plano Verde da Cidade de Bragança. Câmara Municipal de Bragança/Instituto Politécnico de Bragança.

RIBEIRO CASARTELLI, M. & FERRAGUT, C. 2018. The effects of habitat complexity on periphyton biomass accumulation and taxonomic structure during colonization. Hydrobiologia 807:233–246.

RODRIGUES, V.C.R. 2013. Rio Fervença: efeitos da perturbação no ecossistema. Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança para obtenção do grau de Mestre em Tecnologia Ambiental. Instituto Politécnico de Bragança.

SASSI, R.; OLIVEIRA, B.R.; ARAÚJO, M.E.; MOURA G. F.; MELO, J.A. & MELO, G.N. 1997. Estudo integrado das lagunas costeiras do Estado da Paraíba. João Pessoa. (Relatório Técnico Final).

SZLAUER-ŁUKASZEWSKA, A. 2007. Succession of periphyton developing on artificial substrate immersed in polysaprobic wastewater reservoir. Polish J. of Environ. Stud. 16:753-762. (doi-10.5244/pjoes/87099)

VYMAZAL, J. 1988. The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams. Hydrobiologia, 166, 225–237.

WEST, P.W. & RAMACHANDRAN, T.P. 1966. Spectrophotometric determination of nitrate using chromotropic acid. Analytica Chimica Acta 35:317–324. 1966.

WETZEL, R. G. 2001. Limnology - Lake and River Ecosystems. Academic Press, New York.

WU, Y. 2017. Periphyton: Functions and application in environmental remediation. Elsevier Inc. All.

WU, Y., XIA, L., YU, Z., SHABBIR, S. & KERR, P.G. 2014. In situ bioremediation of surface waters by periphyton. Bioresource Technology 151: 367–72 . (doi.org/10.17632)