

Cap. 03

“O Papel das Macrófitas na Depuração de Águas Contaminadas por Esgotos: Córrego Macacos, Belo Horizonte (MG)”

Autores:

Ricardo Motta Pinto-Coelho⁽¹⁾, Luís Alberto Saenz Isla⁽²⁾ & Eliane Vieira⁽³⁾

(1): RMPC – Meio Ambiente Sustentável - ME, Rua José Ribeiro Filho, 207/803 CEP 31330-550 Belo Horizonte (MG)

(2): LASI – Luis Alberto Saenz Isla – ME

Rua Aureliano Lessa, 217 Casa 03, Bairro Liberdade, Belo Horizonte MG. CEP 31270-200

(3): Rua Irmã Ivone Drumond, 200 – Distrito Industrial II, Itabira – MG

CEP 35903-087. Universidade Federal de Itajubá – UNIFEI, Campus de Itabira (MG)

E-mail (correspondência: rmpc@rmpcecologia.com)

Resumo

O estudo teve como objetivo demonstrar os serviços ecológicos prestados por um mosaico natural de brejos de taboas (*Typha domingensis*) na depuração do aporte de esgotos não tratados em um córrego urbano, o Córrego Macacos. Esse córrego recebe as águas servidas oriundas de uma comunidade de cerca de 4.500 residências (Ocupação Vitória, Belo Horizonte MG, Brasil). Foram realizadas sete campanhas de monitoramento das águas entre junho de 2022 e outubro de 2023, englobando as diferentes fases do ciclo sazonal. Foram amostrados regularmente 20 diferentes pontos de coletas e feitas análises de 23 variáveis limnológicas. Durante o período de estudos, a comunidade permaneceu carente de qualquer tipo de saneamento público básico, ou seja, sem água tratada ou esgotamento sanitário. Os resultados obtidos revelaram que os pontos situados a jusante dos brejos no córrego Macacos sofreram redução nas seguintes variáveis: amônia, nitrato, ortofosfato, DBO, DQO, coliformes totais, coliformes termotolerantes, turbidez e sólidos totais. O estudo finaliza com propostas de monitoramento participativo popular, associado às ações de conservação e recuperação no ambiente estudado que são o produto de um projeto inovador, o Projeto Izidora (www.projetoizidora.com), que resulta de cooperação multilateral, envolvendo um banco público, universidades, empresas sustentáveis e a comunidade, todos atuando para minorar as os impactos da extrema pobreza e da miséria das periferias urbanas do país.

Abstract

The study aimed to demonstrate the ecological services provided by a natural mosaic of Taboas wetland (*Typha domingensis*) in the water quality improvement of untreated sewage in an urban stream catchment basin, Córrego Macacos (Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil). This stream receives wastewater from a community of around 4,500 homes (Ocupação Vitória, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil). Seven monitoring campaigns were carried out between June 2022 and October 2023, covering the different phases of the seasonal cycle. 20 different collection points were regularly sampled and 23 different limnological variables were considered. During the study period, the community remained in need of any type of basic sanitation (i.e. without treated water or any kind of public sanitation). The results revealed that the points located downstream of the Taboas swamps in the Macacos stream suffered a reduction in the following variables: ammonia, nitrate, orthophosphate, BOD, COD, total coliforms, thermotolerant coliforms, turbidity and total solids. The study concludes with proposals for participatory monitoring practices for conservation and restoration efforts in the investigated area. These practices stem from the innovative Izidora Project (www.projetoizidora.com), a collaborative effort involving a public bank, universities, sustainable businesses, and the local community. The project aims to alleviate the impacts of extreme poverty and misery in urban peripheries through joint action.

Palavras-chave: taboa, *Typha domingensis*, poluição, esgotos, brejos, miséria, serviços ecológicos.

Keywords: *Typha domingensis*, pollution, sewage, swamps, poverty, ecological services.

Introdução

As zonas alagadas são áreas de terra que ficam submersas durante parte ou a totalidade do ano devido à sua localização que confere condições geomorfológicas, hidrológicas muito particulares e marcam bastante a paisagem dos ecossistemas em que se inserem.

As zonas úmidas são encontradas em baixios topográficos (depressões) ou em áreas com encostas altas e solos de baixa permeabilidade (taludes de infiltração). Em outros casos, as zonas úmidas podem ser encontradas em locais mais altos, em casos onde o solo está mal drenado. Dependendo da região considerada, as zonas úmidas recebem diferentes nomes tais como brejos, banhados, charcos, pântanos, alagados, várzeas alagáveis, etc.

As áreas brejosas alagadas formam uma transição entre terras altas (sistemas terrestres) e os ecossistemas tipicamente aquáticos, tais como rios, lagos, etc.

O princípio unificador das zonas úmidas é que essas áreas permanecem alagadas o tempo suficiente para excluir espécies de plantas que não podem crescer em solos saturados de água. Por outro lado, esses biótopos apresentam uma dinâmica de inundação e seca que permite a colonização e a evolução de organismos altamente adaptados à essas condições (Kaldec & Wallace, 2009).

Os pulsos alternados de alagamento e de seca que se repetem sazonalmente nesses biótopos alagáveis conferem características muito peculiares seja à vegetação, à microfauna que é normalmente muito rica em invertebrados particularmente de nematóides, anelídeos, moluscos, insetos, bem como de anfíbios, peixes, aves e muitos outros vertebrados.

Os brejos e as áreas úmidas também se destacam por apresentar propriedades do solo e qualidade de água típicas. Em relação aos ecossistemas terrestres, o solo das áreas úmidas apresenta baixa oxigenação, baixa taxa de oxidação dos minerais, além de temperaturas e taxas de radiação mais elevadas.

Segundo Kaldec & Wallace (2009), existem três tipos de zonas húmidas:

- (a) As zonas úmidas de superfície de água (ZUAL) livre que apresentam áreas de águas abertas, que seriam tipicamente os brejos ou pântanos.
- (b) Zonas úmidas subterrâneas horizontais (ZUSH), que normalmente empregam um leito de cascalho ou sedimentos mais grosseiros, cobertos com

vegetação pantanosa. A água é mantida abaixo da superfície e flui horizontalmente da entrada para a saída.

(c) Zonas úmidas verticais (ZUVERT), onde a água é distribuída em toda a superfície de um leito (perfil) de solo poroso (areia, ou cascalho) com vegetação pantanosa.

No presente, estudo, brejos de taboas poderiam ser incluídos na categoria (a), acima, ZUAL.

Em relação aos ecossistemas lóticos do entorno, os brejos constituem-se em áreas de deposição de sedimentos inorgânicos e de nutrientes essenciais, podendo acumular também grandes quantidades de matéria orgânica. O menor sombreamento, por outro lado, garante maiores valores de temperatura e de radiação solar. Como resultado, as áreas alagadas apresentam alta produção e elevado metabolismo microbiano. As florestas inundáveis, os Igapós, ao contrário, constituem-se em biótopos inundáveis com características especiais, devido ao elevado sombreamento. No entanto, como todas as demais áreas inundadas, essas florestas inundadas dependem em grande parte do aporte alóctone de carbono e de nutrientes.

Os brejos e as várzeas alagáveis são também importantes como abrigos e locais de reprodução de peixes e outros vertebrados aquáticos. Outra característica importante dos brejos é a capacidade de “filtrar” e reter nutrientes e de matéria orgânica, sejam eles de origem alóctone ou autóctone.

As áreas úmidas que ocorrem em áreas densamente habitadas têm sofrido muito com os impactos antrópicos e a sua preservação impõe desafios muito especiais. Dessa forma, são biótopos que perfazem um modelo de estudo que une as ciências naturais e as ciências sociais, onde fica clara a interação entre os processos ecológicos e as atividades humanas. Dessa forma, o estudo das funções, dos serviços ecológicos e dos problemas apresentados pelos brejos tem sido o ponto focal de muitas publicações recentes (Turner et al. 2000).

As áreas úmidas não somente oferecem inúmeros serviços ambientais às populações humanas do seu entorno. Zhang et al. (2020) fornecem uma tipologia dos principais serviços ambientais fornecidos pelas áreas úmidas: 1- suprimento de biomassa e alimentos, 2- regulação atmosférica, hídrica e ecológica e 3- serviços culturais diversos. Esses serviços também podem ser quantificados em termos financeiros (Zhao et al., 2005; Chen et al. 2020; Zhao et al. 2020). Por outro lado, essas

áreas são ecossistemas muito sensíveis e que apresentam uma elevada dinâmica espaço-temporal em sua estrutura e funcionamento (Zhang *et al* 2021; Zhao, et al. 2005), além de apresentarem importantes desafios em termos de saneamento e saúde pública.

Outro serviço ambiental prestado pelas áreas alagadas e que tem atraído a atenção dos ecólogos é a sua capacidade em depurar e terminar o tratamento (polimento) de águas poluídas (Dhote & Dixit, 2007; Dhote & Dixit, 2009). Essa poluição pode ser devida não somente ao aporte de esgotos domésticos *in natura* ou parcialmente tratados, mas também pode ser originada pelos mais diversos tipos de efluentes industriais, da mineração, da aquicultura/piscicultura, não devendo deixar de mencionar o *run-off* de monocultivos agrícolas e da silvicultura (Brix, 1994; Henry-Silva & Camargo, 2006; Kaldec & Wallace, 2009; Matos et al., 2012; Justin et al. 2022).

O uso das macrófitas no tratamento de esgotos se disseminou amplamente em várias partes do mundo. A construção de brejos “artificiais” com objetivo de tratar águas poluídas é hoje reconhecida como uma alternativa eficiente e barata de tratar águas contaminadas por esgotos e outros poluentes (Vymazal, 2010; Sezerino et al. 2015; Machado et al. 2016; Vasconcelos et al. 2020; Justin et al. 2022).

Considerando não somente a sua importância ambiental dos brejos e alagados, mas sobretudo em decorrência do elevado grau de degradação que esses ecossistemas estão sofrendo em todo o mundo, tem crescido muito o interesse no desenvolvimento de novas estratégias de manejo, recuperação e conservação.

O presente estudo pretende demonstrar o efeito de depuração de brejos em uma área urbana ocupada por populações de baixa renda, localizada na periferia da região metropolitana de Belo Horizonte. Pretende-se demonstrar a hipótese de que os brejos são capazes de reter grande quantidade de nitrogênio e fósforo bem como diminuir a contaminação por microrganismos associados aos esgotos não tratados.

Os dados desse estudo foram obtidos no programa de monitoramento participativo da qualidade de água que faz parte do Projeto “Recuperação de áreas degradadas da microbacia do Isidoro Sub-bacia Rio das Velha – Ocupação Vitória”, cujo nome fantasia é “Projeto Izidora” (www.projetoizidora.com). Esse projeto resulta do Acordo de Cooperação Financeira (ACF 209/2021), assinado com Fundo Socioambiental da Caixa Econômica Federal dentro do Edital “Águas Brasileiras”. O ACF 209/21 teve como objetos recuperar as nascentes, matas ciliares e monitorar as águas degradadas

do Córrego Macacos que está situado dentro de uma das maiores ocupações urbanas da região metropolitana de Belo Horizonte, a Ocupação Vitória, lar para 4.500 famílias. o córrego Macacos pertence à bacia do Ribeirão Isidoro, tributário do Ribeirão do Onça que, por sua vez, deságua no Rio das Velhas, bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

Área de Estudos

A área de estudos do projeto Izidora é também conhecida como “A Mata do Isidoro (Granja Werneck)”. Essa área estende-se por 950 hectares e está localizada na região norte de Belo Horizonte na divisa com o município de Santa Luzia.

A “Granja Werneck” apresenta um grande potencial para se tornar um dos maiores parques urbanos do mundo, superando em duas vezes o tamanho do parque Cidade Dona Sarah Kubitschek (420 ha), localizado em Brasília (DF), que é considerado uma das maiores áreas verdes em todo o mundo.

Dos 45 bairros que fazem parte da região administrativa norte, 16 fazem divisa direta com a “Granja Werneck”. Ao Norte, essa região limita-se com o município de Santa Luzia, em áreas de ocupação já consolidadas, e conta ainda com extensas áreas florestais ainda desocupadas, contendo um grande número de nascentes, brejos e córregos.

O presente estudo está focado na Ocupação Vitória e na bacia de drenagem do córrego Macacos que inclui ainda as propriedades do entorno (Casa Francisco, de propriedade da Cúria Metropolitana de Belo Horizonte e as Fazendas da família Werneck e do Grupo EPA).

A maior ênfase foi dada aos setores se encontram as nascentes dos tributários da margem direita do Córrego Macacos (N-1 A, N1-B, N2, N3-A e N3-B) que receberam diversas intervenções do Projeto Izidora, tais como melhorias na drenagem e proteção de nascentes e plantio de florestas urbanas.

Foram amostrados um total de 20 pontos de coletas. A maior parte deles está localizada no interior da Ocupação Vitória/Casa Francisco. Nesses locais, foram monitorados 15 pontos (01, 02, 04, 06-B, 06-C, 07, 07-A, 07-B, 07-C, 08, 09, 10, 12, 13, 16).

Outros cinco pontos de coletas foram demarcados em três córregos situados no entorno na ocupação, em regiões urbanizadas. No córrego Fazenda Velha ou Tamboril (bairro Tupi), foram monitorados dois pontos de amostragem (19, 20). No córrego Terra Vermelha (bairro Jaqueline), foram monitorados mais dois pontos de amostragem (17, 18). Finalmente, foi amostrado o ponto 21 no Córrego Izidoro está situado à jusante de todos os pontos acima (Tab 01).

É possível agrupar esses pontos em três categorias (“Tratamentos”):

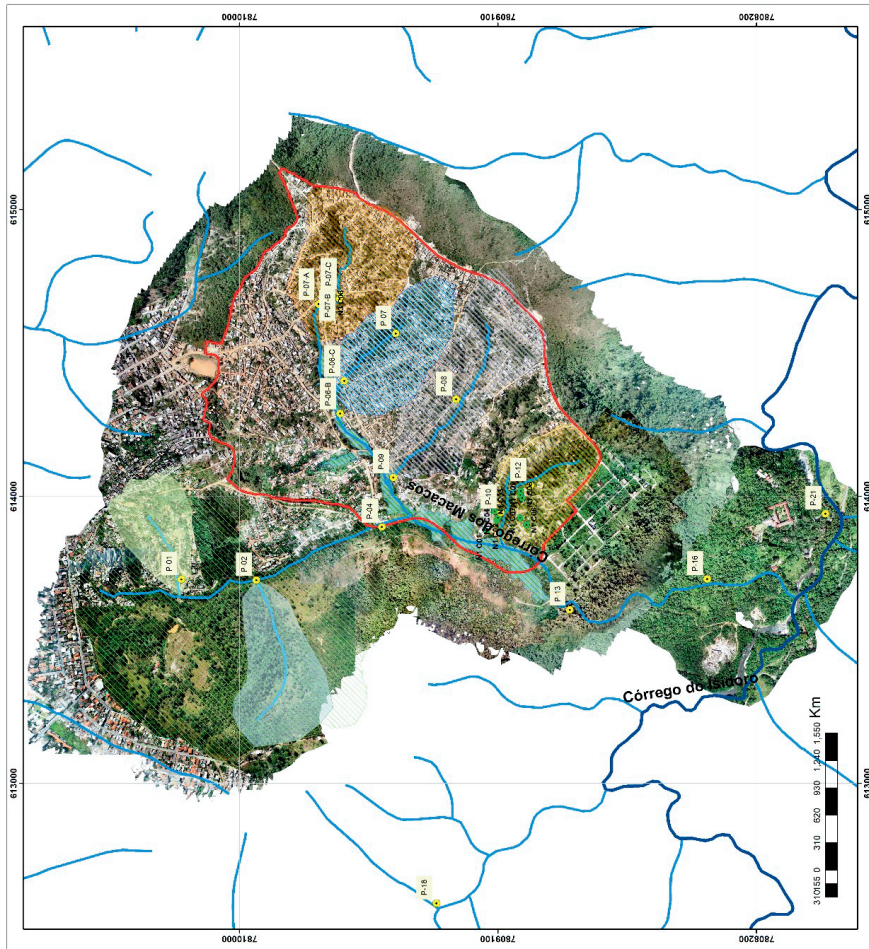
- (1) Pontos do Cor. Macacos e seus tributários situados à montante das áreas alagadas (brejos): 01, 02, 04, 06-B, 06-C, 07, 07-A, 07-B, 07-C, 08, 09, 10, 12.
- (2) Pontos do Cor. Macacos situados à jusante das áreas alagadas: 13, 16.
- (3) Pontos situados em outros córregos situados nas regiões urbanizadas: 17,18, 19, 20 e 21.

Tab. 1- Numeração, descrição e coordenadas geográficas dos pontos de coleta do Programa de Biomonitoramento da Qualidade do Ambiente Aquático/Projeto Izidora.

Ponto de Coleta	Descrição do Ponto	Coordenadas		Altitude (mt)
		Sul	Oeste	
P-01	Nascente Cór. Macacos	-19,80075	-43,91436	764,677
P-02	Cór. Macacos – Campinho	-19,803107	-43,914368	756,756
P-04	Cór. Macacos - Prox. Rua da Fé	-19,807045	-43,91257	753,909
P-06-B	Cór. Macacos – Taboas	-19,805712	-43,908811	757,071
P-06-C	Cór. 3-A - Rua Jacarandá	-19,805835	-43,907725	759,921
P-07	Nascente Cór. Areal 3B	-19,807442	-43,906137	776,222
P-07-A	Corr. Gavião - Rua Jacarandá	-19,80501	-43,905168	764,824
P-07-B	Ponto Próx. Nascente 3-B (Rua Jacarandá)	-19,805673	-43,904995	773,924
P-07-C	Ponto Próx. Nascente 3-B (Gavião)	-19,805708	-43,904831	775,548
P-08	Rua Sta. Maria (Nascente 2) Bica	-19,809355	-43,908314	770,151
P-09	Córrego Magno - Rua Jacarandá	-19,807396	-43,910924	752,801
P-10	Córrego Baixada - Casa Paulinha	-19,810777	-43,912067	754,158
P-12	Nascente 01 - Córrego baixada horta	-19,811709	-43,911165	764,43
P-13	Cór. Macacos - Poço Azul	-19,812976	-43,915289	735,219
P-16	Cór. Macacos – Casa Francisco	-19,817291	-43,914238	731,997
P-17	Rib. Terra Vermelha (Nascente)	-19,807598	-43,935623	767,764
P-18	Rib. Terra Vermelha (Jusante) prox. Cór. Isidoro	-19,808838	-43,925081	735,219
P-19	Rib. Tamboril – Nascente	-19,831567	-43,922482	771,461
P-20	Rib. Tamboril (Jusante) próx. Cór. Isidoro	-19,822941	-43,93026	740,897
P-21	Cór. Isidoro, em frente Casa Francisco	-19,820996	-43,912041	735,451

A Fig. 01 mostra a localização de cada um desses pontos.

Monitoramento da qualidade das águas na região do Isidora



Legenda

- Pontos de monitoramento
- TVAPs
- Cursos d'água Principais
- Cursos d'água Locais
- Limite Ocupação Vitoria
- Microbacia N4
- Microbacia N1
- Microbacia N2
- Microbacia N3
- Microbacia P4
- Microbacia P2
- Microbacia P1
- Brejos

Sistema de coordenadas Planas
 Projeção UTM - Fuso 23S
 Datum SIRGAS 2000
 Ano de elaboração: 2023



Fig. 01 – Microbasins do Córrego Macacos, áreas dos brejos, pontos de coletas e locais onde foram instalados os tanques de evapotranspiração (TEVaps).

A microbacia do córrego Macacos possui uma área de 171,9 ha e os diferentes córregos que a compõem percorrem uma distância total de 12,8 km. Na área de estudos (bacia do Córrego Macacos), destaca-se a presença de extensas áreas ocupadas pelos brejos compostos quase que exclusivamente pela taboa (*Typha domingensis*), planta aquática muito frequente em brejos e alagados, em todo o Brasil (Mansor 1998, Lima 1998, Valentim 1999). A área total ocupada pelos brejos é de 5,74 ha (Tab. 2).

Tab. 2 – Dados morfométricos sobre a bacia do córrego Macacos, suas microbacias e as áreas alagadas (brejos). Vide Fig. 01.

Microbacia	Área (m ²)	Perímetro (m)		Brejos	Área (m ²)	Perímetro (m)
Micro P1	82663,25	1148,78		1,00	2635,12	323,44
Micro P2	132017,89	1504,42		2,00	5082,68	397,88
Micro P4	898623,07	3778,07		3,00	6815,88	628,12
Micro N1	115907,10	1318,09		4,00	9280,50	783,28
Micro N2	186697,32	2038,52		5,00	25524,41	1213,66
Micro N3	129928,18	1434,19		6,00	8039,61	570,88
Micro N4	166075,16	1586,61				
Total	1711911,97	12808,68			57378,20	3917,26
	171,19 ha	12,81 km			5,738 ha	3,92 km

Em cada ponto de coleta, foram registradas as coordenadas geográficas e a altitude, obtidos com auxílio de um GPS E-track da Garmin, bem como a data e a hora de coleta.

Em cada oportunidade, foi feito um registro fotográfico do ponto, procurando descrever as suas condições gerais (presença de lixo nas margens, odores e aparência da presença de esgotos, água de enxurrada, carcaças de animais mortos, etc.).

Foram consideradas 23 diferentes variáveis físico-químicas da água. Pequenas alterações nesse número total de parâmetros ocorreram entre as coletas por razões de logística ou pelo fato de que o ponto de coleta estava completamente seco na ocasião da visita ao local (tab. 3).

Tab. 3 - Lista de parâmetros de qualidade da água e a metodologia usada () para serem registrados nos pontos

	Parâmetro	Limite de Quantificação	Unidades	Standard Methods (Baird et al.2017)
1	Condutividade <i>in situ</i>	0	uS/cm	Sonda
2	pH <i>in situ</i>			Sonda
3	Temperatura da amostra <i>in situ</i>	0,1	°C	Sonda
4	Temperatura do ar <i>in situ</i>	0,1	°C	Termômetro máxima/mínima
5	Amônia	20	µg/L (ppb)	AMB 082
6	Fósforo total T-PO ₄ ³	20	µg/L (ppb)	4500 P,B,E
7	Ortofosfato - PO ₄ ³	20	µg/L (ppb)	4110 B
8	Ortofosfato (P)	10	µg/L (ppb)	4110 B
9	Nitrato – NO ₃	20	µg/L (ppb)	4110 B
10	Nitrito – NO ₂	10	µg/L (ppb)	4110 B
11	Demanda Química de O ₂	26,0	mg/L	5220 D
12	Demanda biológica de O ₂	3,0	mg/L	5210 B
13	Dureza cálcica	0,4	mg/L	2340 B
14	Dureza total	3,0	mg/L	2340 B
15	Óleos e graxas totais	2,5	mg/L	5520 B
16	Sólidos totais	11,0	mg/L	
17	Sólidos totais fixos	11,0	mg/L	2540 E
18	Sólidos totais voláteis	11,0	mg/L	2540 E
19	Turbidez	0,3	NTU	2130 B
20	Sólidos sedimentáveis	0,3	mg/L	2540 F
21	Cloretos	1,0	mg/L	4110 B
22	Coliformes totais	1,0	NMP/mL	9223 B
23	Coliformes termotolerantes	1,0	UFC/100 mL	9222 B

Obs: as seguintes variáveis foram medidas *in situ*: temperatura do ar, temperatura da água, pH, condutividade e oxigênio dissolvido.

Nas sete campanhas realizadas, toda a rede amostral foi visitada em dois dias seguidos, sempre sob condições climáticas sempre similares entre os dois dias.

As atividades de amostragem começaram sempre às 08:30 hs (aproximadamente) e concluindo-as antes das 15 horas.

Metodologia

As amostras de água foram coletadas diretamente do ribeirão com baldes previamente ambientados com a água do local a ser amostrado. A partir do balde, eram tomadas alíquotas em diferentes frascos para as diferentes análises (Fig. 2-A).

As análises de oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura da água foram feitas “in situ”, com o auxílio de uma sonda limnológica KR 86021 que foi ajustada previamente e calibrada no laboratório com soluções padrão com data de validade correta (Fig. 2-B).

As demais análises foram sempre executadas nos laboratórios da SGS GEOSOL LABORATÓRIOS LTDA, Rodovia MG-010, SN, KM 24,5, Vespasiano (MG).

Todas as amostras foram encaminhadas ao laboratório da GEOSOL, em caixas térmicas com gelo em abundância ($\leq 6,0$ °C), dentro de 4 horas após a coleta, no máximo.

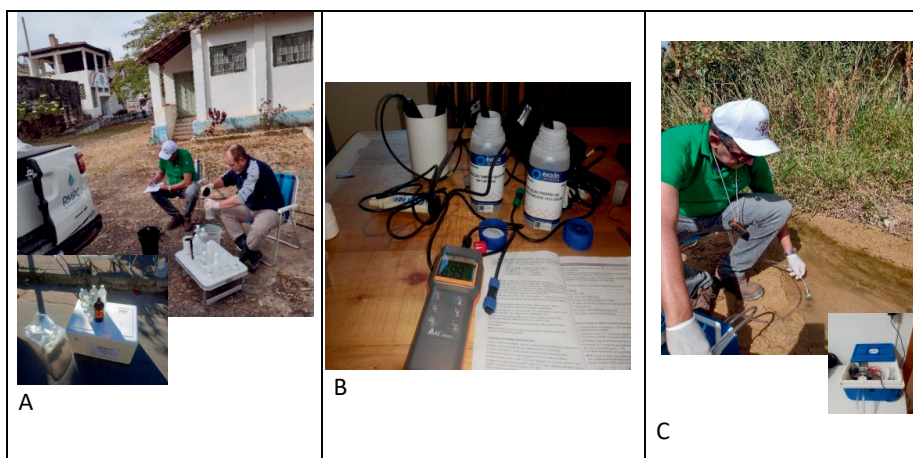


Fig. 02 – Aspectos da amostragem das águas no Projeto Izidora.

Em muitas situações, a coleta de água não pode ser feita com o balde porque não havia profundidade suficiente. Isso é o caso quando há apenas um fluxo laminar superficial ou quando se trata de um microhabitat que pode ser uma nascente (olhos de água). Sabendo desse desafio, a RMPC desenvolveu um aparato dotado de uma microbomba ligada a bateria de 12V que permitiu a coleta de água nesses

ambientes sem distúrbios que poderiam afetar, por exemplo, o oxigênio dissolvido ou a turbidez da água (Fig. 2-C).

Os resultados das análises foram entabulados em planilhas MS Excel. Para a representação gráfica dos resultados, optou-se por representá-los em histogramas estando os dados agrupados por variável e por campanha.

A seguir, os dados foram exportados para as análises estatísticas no formato CSV.

Análises estatísticas

As seguintes análises estatísticas foram executadas:

(a) Medidas de tendência central e dispersão

Essas medidas englobam a média, o desvio padrão e os valores mínimos e máximos observados. Incluiu-se aqui dois parâmetros muito importantes: a Curtose (*Kurtosis*) e o grau de assimetria ou distorção dos valores (*Skewness*). Ambos os parâmetros medem o grau de afastamento dos valores observados de cada uma das variáveis selecionadas em relação à curva gaussiana da distribuição normal.

A curtose mede o padrão de concentração de valores em torno de sua média. Uma curtose positiva indica uma curva afunilada com todos os valores muito próximos da média. Por outro lado, uma distribuição com uma curtose negativa terá uma forma plana, com valores espalhados por um intervalo maior em relação à média.

A assimetria ou o grau de distorção (*Skewness*) também pode também ter valores positivos ou negativos. Valores positivos desse parâmetro indicam uma assimetria positiva, e a curva resultante terá uma 'cauda' mais longa à direita da média. Já os valores de *Skewness* negativos indicam uma distribuição com uma cauda mais longa à esquerda da média.

O teste de Shapiro-Wilk avalia se a distribuição de valores de uma dada variável aproxima-se ou não de uma distribuição normal. Como resultado, o teste retornará a estatística W , que terá um valor de significância associada, o valor- p . Para dizer que uma distribuição é normal, o valor p precisa ser maior do que 0,05.

(b) ANOVA/Kruskall Wallis

Fatores fixos são as variáveis independentes que definem os diferentes grupos ou tratamento. No presente caso, usou-se uma variável “Tratamento” com os seguintes valores: à montante das áreas brejosas, à jusante dessas áreas, áreas externas urbanizadas. Esses grupos foram isolados visando o teste das hipóteses para se verificar se as áreas alagadas foram ou não capazes alterar (reter ou não) N, P, coliformes, matéria orgânica e sedimentos.

As variáveis dependentes são as variáveis de interesse, ou seja, as variáveis associadas às hipóteses que se deseja testar. Elas são também chamadas de variáveis-resultado. No presente estudo, as seguintes variáveis dependentes foram usadas: fósforo total, ortofosfato, amônia, nitrito, nitrato, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis e sólidos totais, demandas química e biológica de oxigênio e os coliformes totais e termotolerantes.

Uma vez que várias variáveis aqui usadas não apresentam distribuição normal, utilizamos um teste não-paramétrico, o teste de Kruskall-Wallis. Os dados para essa análise são inerentemente classificados (escala nominal) ou se apresentam em postos (escala ordinal). O teste de Kruskall-Wallis é o teste não paramétrico utilizado na comparação de três ou mais amostras independentes.

Todas as análises estatísticas foram executadas pelo software JASP versão 0.18.1 (2023).

Resultados

Foram realizadas sete campanhas englobando as diferentes fases do ciclo sazonal (tab. 03). Um total de 138 pontos de coletas foram amostrados, tendo um mínimo de 22 e um máximo de 25 variáveis coletadas nas diferentes ocasiões. Foi montada uma matriz de 3371 registros (Tab. 4).

Tab. 4 – Datas das coletas, estação do ano, esforço amostral realizado nas sete campanhas limnológicas realizadas.

N	Período	Ciclo sazonal	Número de Pontos	Número de Variáveis	Registros
1	14-15 Junho 2022	Seca	20	22	440
2	08 -09 Agosto 2022	Seca	19	24	456
3	25-26 Outubro 2022	Seca/Chuva	20	25	500
4	27-28 Fevereiro 2023	Chuva	20	25	500
5	23-24 Março 2023	Chuva	20	25	500
6	14-15 Agosto 2023	Seca	20	25	500
7	02-03 Outubro 2023	Seca/Chuva	19	25	475
Total			138	171	3371

As temperaturas do ar/amostra variaram entre 21,0 e 40,0 °C e entre 17,0 e 33,2 °C, respectivamente. Os valores médios para essas variáveis foram de $30,4 \pm 3,5$ °C para o ar e $23,6 \pm 3,6$ °C para as águas, respectivamente (Tab. 5-A).

A condutividade elétrica apresentou valores relativamente elevados (média $310,1 \pm 155$ $\mu\text{S}/\text{cm}$). O oxigênio dissolvido apresentou uma oscilação entre 0,4 e 8,0 mg/L com valor médio de $5,0 \pm 1,5$ mgO₂/L (Tab. 5-A).

Todos os pontos de coletas apresentaram concentrações relativamente elevadas tanto para o nitrogênio quanto para o fósforo (Tab. 5-A). As médias para as diferentes

espécies de nitrogênio inorgânico foram 2.867,2, 1.256,9 e 111,5 µg-N, para a amônia, nitrito e nitrato respectivamente. Já o fósforo/ortofosfato-P apresentaram médias de 289,9 e 152,9 µg-P, respectivamente.

As demandas químicas (DQO) e biológicas (DBO) apresentaram amplas oscilações tanto nas componentes espaciais quanto em termos sazonais (Tab. 4-B). Os valores médios foram $41,6 \pm 38,8$ e $7,4 \pm 13,2$ mg/L, para a DQO e DBO, respectivamente.

As águas no interior da Ocupação Vitória tanto a montante quanto a jusante das áreas brejosas apresentaram concentrações elevadas para os sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis. Os valores médios para essas variáveis foram 285,5, 235,4 e 51,4 mg/L, respectivamente. A turbidez apresentou um valor médio de 103 ± 361 NTU (Tab. 5-B).

Os cloretos variaram entre 1,0 e 58,0 mg/L com valor médio de $14,7 \pm 12,6$ mg/L (Tab 5-A).

Os valores de distorção (*Skewness*) sempre estiveram fora do intervalo -0,5 - +0,5, exceto para as temperaturas do ar e da água (Tab. 5-A e B).

A curtose (*Kurtosis*) exibiu valores quase sempre superiores a 1,0, exceto para as variáveis da temperatura (amostra e ar) e o oxigênio (tab. 5-A e B)

O teste Shapiro-Wilk demonstrou que nenhuma das variáveis limnológicas apresentou distribuição normal (Tab. 05-A e B).

Tab. 5-A Estatísticas básicas (tendência central, dispersão, amplitude, grau de afastamento da curva gaussiana (*Skewness* e *Kurtosis*) e teste de normalidade Shapiro-Wilk das variáveis usadas no estudo.

	Temperatura da amostra °C	Temperatura do ar °C	Condutividade µS/cm	Cloroeto mg/L	Amônia	Nitrato µg/L N-NO ₃	Nitritos µg/L N-NO ₂	Fósforo Total µg/L P-PO ₄ ³	Ortofosfato-P µg/L P-PO ₄ ³	Oxigênio Dissolvido mg/L	pH
Casos Válidos	135	90	134	135	134	135	135	135	135	133	134
Valores ausentes	5	50	6	5	6	5	5	5	5	7	6
Média	23.6	30.4	310.1	14.7	2867.2	1256.9	111.5	289.9	152.9	5.0	7.0
Desvio Padrão	3.6	3.5	155.2	12.6	5343.1	1948.3	260.7	578.3	391.5	1.5	0.5
Distorção	0.2	0.1	0.5	1.2	2.3	2.5	5.8	2.9	4.5	-0.6	-1.0
Skewness											
Erro padrão da Distorção	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Curtose	-0.5	0.3	-0.2	1.3	4.5	7.1	45.5	8.9	24.7	0.2	3.1
Kurtosis											
Erro padrão da Curtose	0.414	0.503	0.416	0.414	0.416	0.414	0.414	0.414	0.414	0.417	0.416
Shapiro-Wilk	0.986	0.979	0.963	0.878	0.582	0.667	0.434	0.531	0.419	0.972	0.942
P-value of Shapiro-Wilk	0.198	0.147	0.001	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001	0.007	< .001
Mínimo	17.0	21.0	3.0	1.00	20.0	20.0	20.0	20.0	10.0	0.4	4.9
Máximo	33.2	40.0	741.0	58.9	24800.0	10200.0	2410.0	3110.0	2960.0	8.5	8.1

Tab. 5-B Estatísticas básicas (tendência central, dispersão, amplitude, grau de afastamento da curva gaussiana (*Skewness* e *Kurtosis*) e teste de normalidade Shapiro-Wilk das variáveis usadas no estudo.

	DQO mg/L	DBO mg/L	Sólidos Totais mg/L	Sólidos Totais Fixos mg/L	Sólidos Totais Voláteis mg/L	Turbidez NTU	Coliformes Termotolerantes NMP/mL	Coliformes totais UFC/100mL
Casos Válidos	135	135	135	134	115	135	135	135
Valores ausentes	5	5	5	6	25	5	5	5
Média	41.6	7.5	285.5	235.4	51.4	103.9	491834.0	4.239×10 ¹⁶
Desvio Padrão	38.8	13.2	424.8	395.9	46.3	361.8	5.162×10 ¹⁶	2.979×10 ¹⁷
Distorção <i>Skewness</i>	3.4	4.5	8.2	8.4	3.0	6.1	11.6	11.3
Erro padrão da Distorção	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Curtose <i>Kurtosis</i>	12.8	24.1	79.397	81.369	12.177	41.027	134.751	130.532
Erro padrão da Curtose	0.4	0.414	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
Shapiro-Wilk	0.519	0.407	0.302	0.286	0.688	0.280	0.067	0.107
P-value of Shapiro-Wilk	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001	< .001
Mínimo	26.0	3.0	53.0	15.0	11.0	0.4	1.0	34.0
Máximo	258.0	100.0	4578.0	4252.0	326.0	2950.0	6.000×10 ¹⁷	3.450×10 ¹⁸

Fósforo (montante x jusante das áreas alagadas)

O fósforo total (Fig. 3) variou amplamente entre os pontos de coletas (10,0-3110,0 $\mu\text{g/L P-PO}_4^3$). As áreas urbanizadas (córregos Terra Vermelha, Tamboril ou Fazenda Velha e Izidoro (P-17, P-18, P-19, P-20 e P-21) sempre apresentaram as concentrações mais elevadas (média 955,8 $\mu\text{g/L P-PO}_4^3$), enquanto as estações localizadas à montante das áreas brejosas apresentaram os valores mais baixos (média 52 $\mu\text{g/L P-PO}_4^3$), se comparados com os valores de jusante. Pela literatura internacional, concentrações acima de 100 $\mu\text{g/L P-PO}_4^{3+}$ já são típicas de ambientes hipereutrófico (Fig. 3).

Ao contrário do fósforo total, os ortofosfatos (Fig. 3) apresentaram uma redução à jusante das áreas alagadas (Fig.03). As médias dos pontos à montante foi de 44,6 $\mu\text{g/L P}$, enquanto nos pontos à jusante, ela diminuiu para 25,7 $\mu\text{g/L P}$. Nos pontos exteriores, a média para essa variável foi de 469,7 $\mu\text{g/L P}$ (Tab. 6).

Nitrogênio (montante x jusante das áreas alagadas)

A amônia (Fig. 4) também apresentou amplas variações espaço-temporais. Os valores mais elevados sempre ocorreram ao final da estação seca como, por exemplo, em outubro. Novamente aqui, os pontos situados nos córregos T. Vermelha, Tamboril e Izidoro apresentaram os valores mais elevados, com uma média de 8.447 $\mu\text{g/L de N-NH}_4^+$.

Os pontos situados à montante das áreas brejosas apresentaram um valor médio de 937,6 $\mu\text{g/L de N-NH}_4^+$, enquanto os pontos situados à jusante dos brejos apresentaram um valor médio de 632,8 $\mu\text{g/L de N-NH}_4^+$ (Tab. 6).

Assim como a amônia e o fósforo total, os nitratos (Fig. 5) apresentaram as concentrações mais elevadas nos pontos das áreas urbanizadas externas à Ocupação Vitória (média de 2232,6 $\mu\text{g/L N-NO}_3^-$). Os pontos internos da ocupação, aqueles pontos situados à montante das áreas alagadas (pontos P-01, P-02, P-04, P-06 todos, P-07 todos, P-08, P-09, P-10 e P-12), apresentaram um valor médio de 972,8 $\mu\text{g/L N-NO}_3^-$ (Tab. 5). Os pontos situados imediatamente à jusante dos brejos que apresentaram os menores valores de nitrato (média 562,9 $\mu\text{g/L N-NO}_3^-$).

Os nitritos permaneceram com valores próximos ao limite de detecção na grande maioria dos casos, excetuando os pontos altamente contaminados por esgotos não tratados que estão localizados nas áreas externas urbanizadas dos córregos Tamboril, Terra Vermelha e Izidoro (Fig. 5).

DQO/DBO (montante x jusante das áreas alagadas)

A variável demanda química de oxigênio – DQO apresentou uma redução de valores médios nos pontos situados à jusante das áreas brejosas (Fig. 6). Os valores médios dessa variável passaram de 33,8 mg/L nos pontos situados à montante dos brejos para 27,1 mg/L nos pontos situados à jusante (Tab. 6).

Os valores de DBO permaneceram próximos ao limite de detecção na grande maioria dos casos, mas pode-se notar uma leve redução dos seus valores quando os valores de montante (média de 3,4 mg/L) e de jusante dos brejos (3,2 mg/L) são comparados entre si. Já os pontos altamente contaminados por esgotos não tratados, localizados nas áreas externas urbanizadas apresentaram valores bem mais elevados para a DBO, com média de 18,9 mg/L (Fig. 6) (Tab. 6).

Coliformes (montante x jusante das áreas alagadas)

Os coliformes totais apresentaram uma redução notável dos seus valores nos pontos situados à jusante das áreas alagadas (Tab. 6). A média dos pontos à montante foi de $1,2 \times 10^6$ NMP/mL, ao passo que nos pontos à jusante, o valor médio passou para $2,7 \times 10^5$ NMP/mL. Como seria de se esperar, os pontos altamente contaminados por esgotos das regiões urbanizadas externas apresentaram um valor médio de $1,3 \times 10^7$ NMP/mL de coliformes totais (Fig. 7).

Os coliformes termotolerantes também apresentaram um padrão similar (Fig. 7). Os pontos situados à montante das áreas brejosas apresentaram um valor médio de $1,5 \times 10^4$ UFC/100 mL, enquanto nos pontos situados à jusante essa média diminuiu para $1,2 \times 10^4$ UFC/100 mL. Nos pontos exteriores, o valor médio foi de $1,9 \times 10^6$ UFC/100 mL (Fig. 7) (Tab. 6).

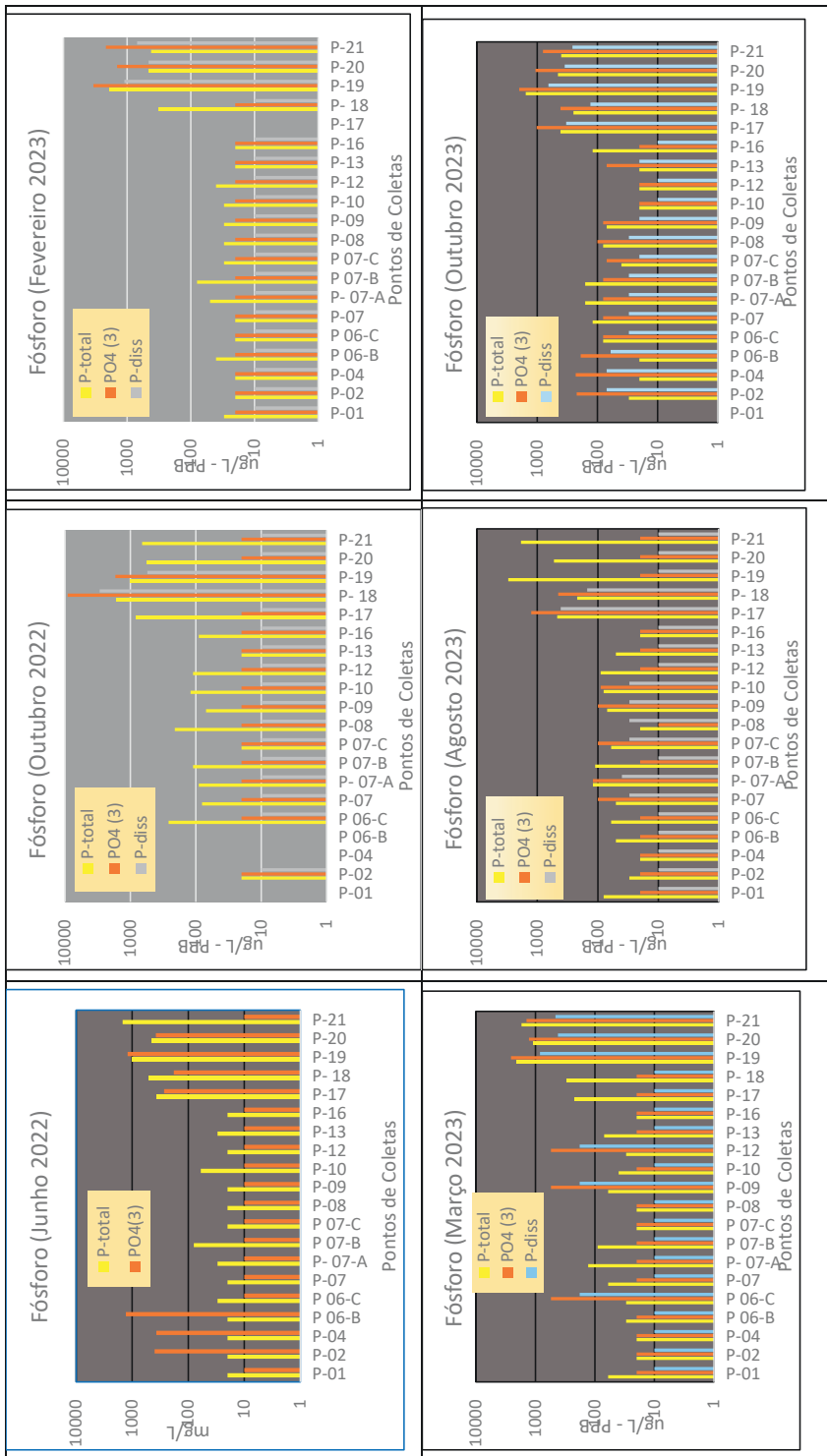


Fig. 03 – Concentrações de fósforo total, ortofosfato total e dissolvido nos pontos de coletas dos três tratamentos considerados (vide texto).

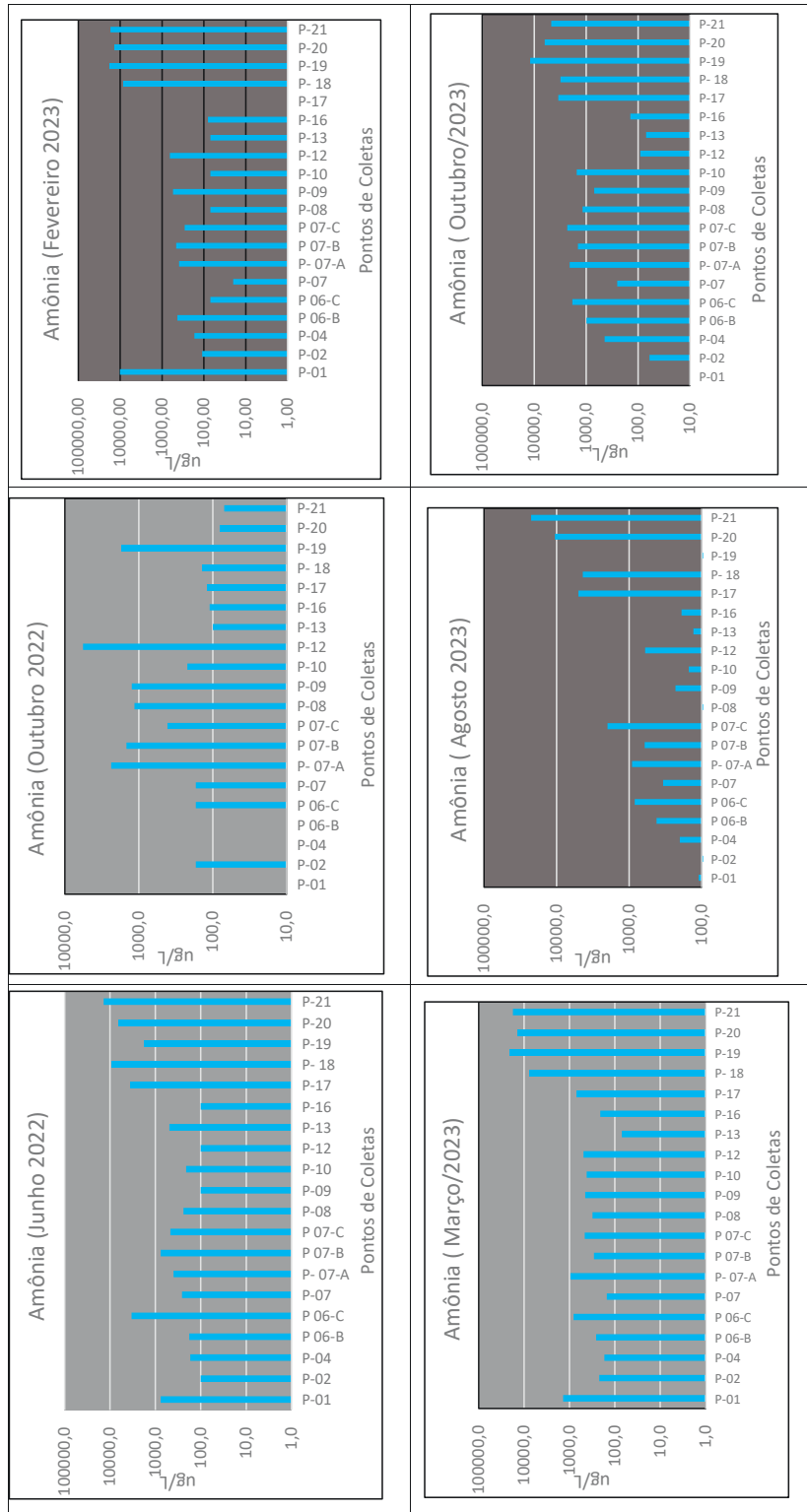


Fig. 04 – Concentrações de amônia nos pontos de coletas dos três tratamentos considerados (vide texto).

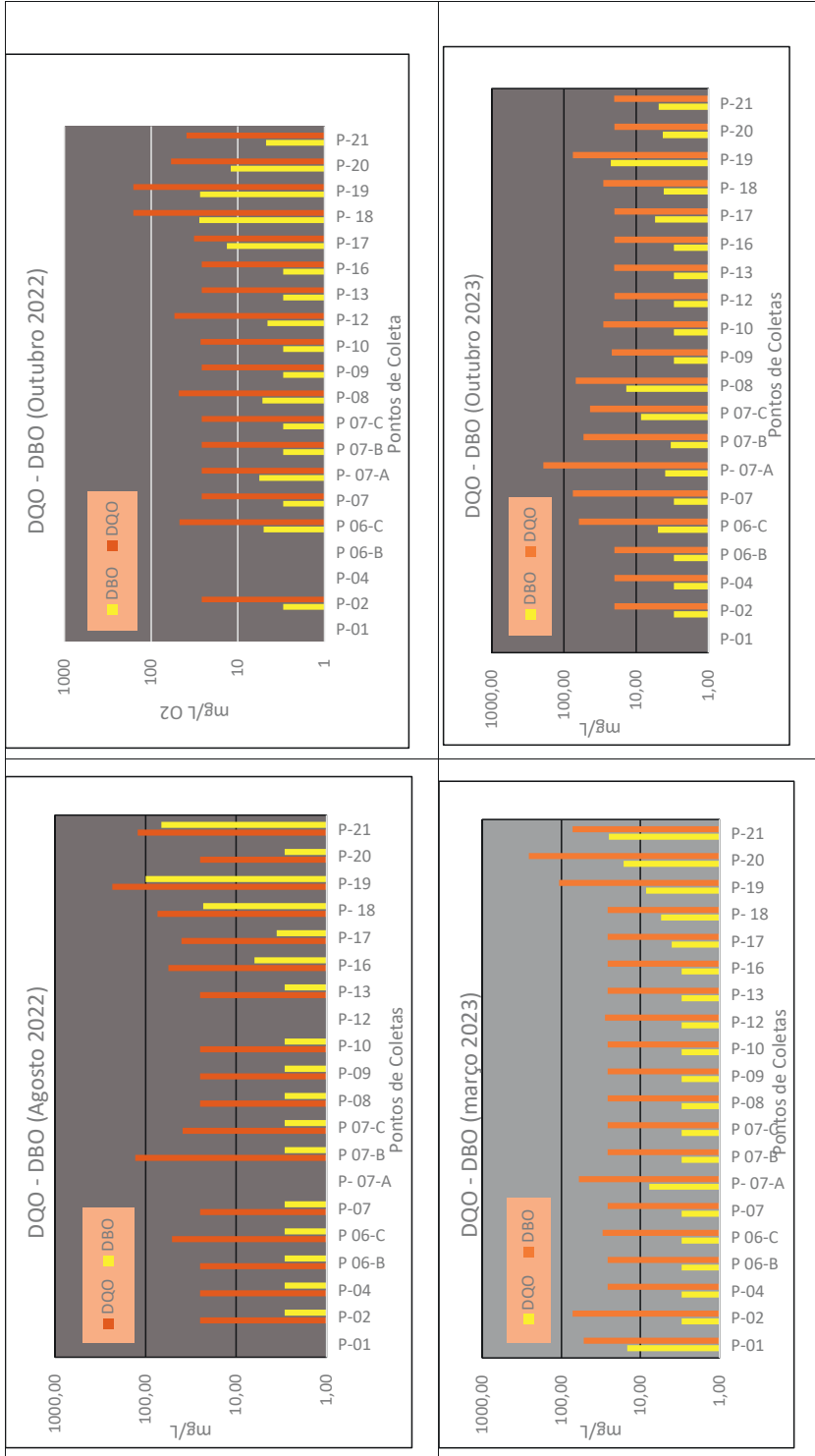


Fig. 06 - Concentrações de DBO e DQO nos pontos de coletas dos três tratamentos considerados (vide texto).

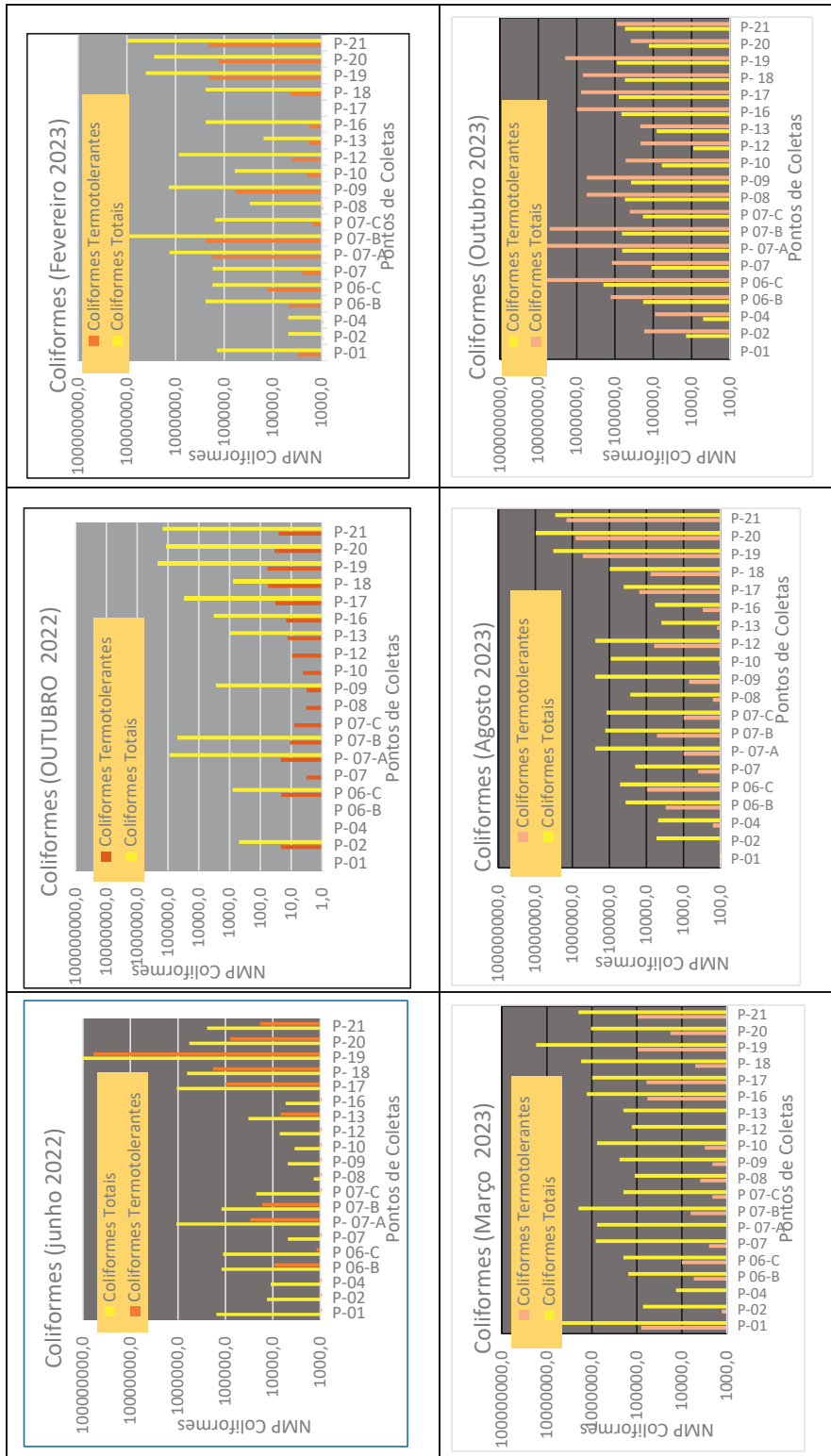


Fig. 07 – Concentrações de Coliformes totais e termotolerantes nos pontos de coletas dos três tratamentos considerados (vide texto).

Turbidez e sólidos

Uma das variáveis que experimentou maiores reduções nos pontos de coletas situados à jusante dos brejos foi a turbidez, cujo valor médio passou do 149,3 NTU à montante para 48,2 NTU à jusante (Tab. 6).

Os sólidos totais também apresentaram forte redução nos pontos situados à jusante das áreas brejosas já que os valores dessa variável passaram de 315,0 mg/L, à montante para apenas 215,6 mg/L, à jusante (Tab. 6).

ANOVA

Para se testar as diferentes hipóteses construídas a partir da pressuposição de que as áreas brejosas exercem alguma influência sobre a qualidade de água do Córrego Macacos/Ocupação Vitória, foram executadas uma série de análises de variância. A variável categórica “tratamento” que assumiu um dos três valores (montante, jusante e urbanizadas) foi usada como fator independente.

A seguir, foram consideradas nove variáveis numéricas tratadas como variáveis dependentes: coliformes totais, coliformes termotolerantes, DQO, DBO, amônia, nitrato, ortofosfato-P, fósforo total e turbidez (Tab. 6). Essa seleção foi baseada no fato de que essas são as variáveis diretamente relacionadas às hipóteses propostas no estudo (retenção de nutrientes, matéria orgânica, sedimentos e purificação de esgotos).

Como visto acima, a maioria das variáveis aqui consideradas não apresentou uma distribuição normal. Dessa forma, optamos por usar alguns testes que podem ser usados nessa condição. Os testes Brown-Forsythe e de Levene foram aqui usados, porque são alternativas menos sensíveis a desvios da normalidade, tais como o teste de Bartlett

A maioria das variáveis usadas no estudo apresentou a estatística F do teste de Brown-Forsythe e de Levene significativas ($p \leq 0,05$) (Tab. 06). No caso do teste de Brown-Forsythe, apenas as variáveis dos coliformes e os sólidos totais apresentaram valores de p não significativos, embora tenha havido grande redução dos seus valores à jusante das áreas alagadas, para todas essas variáveis.

O teste de Levene confirmou os padrões já vistos com o teste anterior e mostrou apenas duas exceções, sendo uma delas novamente para os coliformes totais. A outra exceção foi para a turbidez, ambas com $p=0,06$.

Visando uma comparação entre os resultados obtidos pelos diferentes testes estatísticos, optamos também por usar a ANOVA *one way* sem nenhuma correção. A análise também entregou valores de F significativos, exceto para a turbidez, sólidos totais e os coliformes (Tab. 06).

Finalmente, o teste H de Kruskal-Wallis, também conhecido como análise de variância de um fator em postos, foi o teste não paramétrico escolhido para testar se amostras se originam da mesma distribuição. Todas as variáveis dependentes usadas no estudo novamente apresentaram a estatística H significativa, com $p \leq 0,05$, exceto para o nitrato.

As estatísticas usadas na Tab. 06 mostram que é bastante improvável que os tratamentos considerados venham de uma mesma população. Dessa forma, os tratamentos representam claramente estados diferentes da qualidade de água.

Tab. 06 – Resultados da análise ANOVA simples (*one way*) e a análise feita com teste de correção para homogeneidade (Brown-Forsythe). Estatísticas descritivas (medias), teste de igualdade de variâncias (Levene) e Teste não paramétrico de Kruskal-Wallis. Os símbolos H₀ ou H₁ referem-se ao acatamento da hipótese nula ou alternativa, respectivamente, ao nível de p<0.05.

	Coliformes Totais NMP	Coliformes Termot. UFC/100mL	DQO mg/L	DBO mg/L	Amônia	Nitrato	Ortofosfato (P)	Fósforo total	Turbidez NTU	Sólidos Totais mg/L
ANOVA										
F(p<)	2.279 (0,106)	1,663 (0,193)	11,598 (0,001)	23,953 (0,001)	41,660 (0,001)	6,720 (0,002)	19,827 (0,001)	58,027 (0,001)	1,933 (0,149)	0,586 (0,558)
H₀ / H₁	Ho	Ho	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁	Ho
Df	Df=2/132	Df=2/132	Df= 2/132	Df=2/132	Df= 2/131	Df= 2/132	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/132
Brown-Forsythe										
F(p<)	1,595 (0,218)	1,157 (0,327)	10,194 (0,001)	16,881 (0,001)	32,827 (0,001)	6,444 (0,003)	15,217 (0,001)	39,145 (0,001)	6,356 (0,003)	1,944 (0,149)
Df	Df= 2/34,107	Df=2/34	Df= 2/40,929	Df= 2/34,494	Df= 2/41,982	Df=2/44,504	Df= 2/36,539	Df= 2/37,675	Df= 2/95,800	Df=2/97,08
Médias										
Urbanizada	1,4 X 10 ⁷	1,2 x 10 ⁶	66,711	18,97	8447,1	2232,6	469,7	955,8	14,65	240,9
Montante	1,2 X 10 ⁶	1,5 x 10 ⁴	33,78	3,45	937,6	972,9	44,65	52,09	149,311	315,02
Jusante	2,7 X 10 ⁵	1,2 x 10 ⁴	27,071	3,26	632,9	562,9	25,71	85,71	48,43	215,6
Outros testes										
Levenes F										
(p<)	5,406 (0,006)	6,024 (0,003)	23,751 (0,001)	44,074 (0,001)	60,053 (0,001)	13,751 (0,001)	27,07 (0,001)	88,621 (0,001)	5,346 (0,006)	3,077 (0,049)
Df	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/131	Df=2/132	Df=2/132	Df=2/132	Df= 2/132	Df=2/132
Kruskal-Wallis										
(p<)	25,246 (0,01)	43,098 (0,001)	12,811 (0,002)	53,328 (0,001)	32,991 (0,001)	2,156 (0,340)	34,679 (0,001)	63,784 (0,001)	11,894 (0,003)	6,378 (0,041)
Df	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2	Df=2

Obs: as análises ANOVA e os tratamentos assinalados em campos escuros são aqueles onde houve uma redução dos valores à jusante de modo significativo, tendo a H₀ sendo sido rejeitada e a hipótese alternativa (H₁) tendo sido aceita.

Discussão

O estudo mostrou que todos os pontos selecionados apresentam algum grau de impacto antrópico. As principais alterações foram observadas em relação aos teores de nutrientes, matéria orgânica, na contaminação por esgotos (coliformes) e nos teores de sólidos e sedimentos em suspensão.

Os valores elevados de sedimentos em suspensão e na turbidez indicam o impacto de ações antrópicas associadas ao desmate e à erosão, dois fatores facilmente observáveis em toda a área de estudo.

A falta de saneamento e de esgotamento reflete-se nos teores de matéria orgânica (indicados por DBO e DQO) e na contaminação persistente com coliformes, bem como pelos valores mais elevados da condutividade aliados aos valores mais baixos de oxigênio dissolvido.

O presente estudo mostrou que os pontos situados a jusante dos brejos no córrego Macacos sofreram redução nas seguintes variáveis: amônia, nitrato, ortofosfato, DBO, DQO, coliformes totais, coliformes termotolerantes, turbidez e sólidos totais.

O fósforo e o nitrogênio são micronutrientes limitantes para a produção primária. As diferentes espécies desses dois nutrientes (amônia, nitrato, ortofosfato, etc.) apresentaram valores elevados em praticamente todas os pontos de coletas. O aumento desses nutrientes é o primeiro passo para deflagar a eutrofização dos mananciais. Esse fenômeno vem causando tantos problemas em nossos recursos hídricos. Nesse cenário, é importante também a busca de alternativas para mitigar esse mosaico de interferências antrópicas nas águas da região.

Já há um bom tempo, vários estudos têm demonstrado a capacidade das macrófitas em melhorar a qualidade da água absorvendo nutrientes com seu sistema radicular (biofiltros) de modo extremamente eficaz (Reddy & Busk, 1985; Mansor, 1998). Dessa forma, os brejos podem ser vistos como sistemas capazes de promover uma sensível redução do teor de nutrientes da água, ou seja, eles podem atuar na redução do nível de poluição da água (Dhote & Dixit, 2007). As principais contribuições nesse sentido referem-se ao tratamento de esgotos domésticos (Sousa et al. 2004; Justin et al. 2022; Akowanou et al. 2023), de efluentes industriais (Srivastava & Chandra, 2008; Matos et al. 2012), dejetos de aquacultura e piscicultura (Henry-Silva & Camargo, 2006;

Vasconcelos et al. 2020.) e a remoção de contaminantes tais como metais tóxicos (Demirezen, D & Aksoy, A. 2004).

O presente estudo demonstrou o papel das macrófitas na remoção do nitrato. A remoção dos nitratos das águas depende fundamentalmente do processo conhecido como denitrificação, que, por sua vez, depende de ampla oferta de carbono orgânico. Esse aporte é garantido pelo grande acúmulo de biomassa em decomposição que é gerada pelas taboas (Weisner et al. 1994).

Uma das reduções mais notáveis observadas nesse estudo ocorreu com os coliformes fecais. Estudos conduzidos em mais de 60 zonas úmidas construídas com vegetação emergente em todo o mundo revelaram que a remoção de coliformes totais e fecais em zonas húmidas construídas com macrófitas emergentes é elevada, geralmente 95 a >99%, enquanto a remoção de estreptococos fecais é menor, geralmente 80-95% (Kaldec & Wallace, 2009). A eficácia das áreas alagadas em depurar a poluição microbiana depende de dois fatores abióticos: tempo de residência da água no interior do brejo e a velocidade do fluxo da água (Vymazal, 2005)

O esgoto doméstico normalmente contém vários agentes patogênicos ou potencialmente patogênicos. Tratam-se de microorganismos que, dependendo da concentração e da espécie, representam um risco potencial para o ser humano, cuja presença deve, portanto, ser reduzida no decurso do tratamento das águas residuais. Adicionalmente, deve-se considerar que o controle e o biomonitoramento do grau de microorganismos associados à patogenicidade humana em águas residuais não tratadas e tratadas é caro e tecnicamente desafiador. Dessa forma, a remoção da poluição microbiológica é um ponto extremamente importante em áreas carentes de saneamento básico, como é o presente caso. Vários estudos têm demonstrado que os brejos normalmente atuam como excelentes biofiltros, graças a um complexo formado por diferentes fatores físicos, químicos e biológicos que participam na redução do número de bactérias (Souza et al. 2004, Vymazal, 2005).

Como foi visto acima, os brejos de taboas do Córrego Macacos estão associados a uma diminuição significativa nos teores de sólidos e na turbidez. As áreas alagadas exercem um papel importante na remoção de sólidos. Os principais processos envolvidos nesse importante serviço ecológico prestado por esse tipo de biótopo são: aumento da sedimentação graças a diminuição do fluxo, produção de serapilheira pelas

macrófitas, precipitação química, sedimentação de organismos perifíticos e planctônicos (Kaldec, R.H. & S.D. Wallace, 2009)

Os brejos não devem ser vistos apenas como um depósito de poluentes e contaminantes já que toda a sua biota também sofre os efeitos nocivos do aporte indiscriminado de poluentes (Kaldec & Wallace, 2009; Kochi et al. 2020). Embora o presente estudo tenha demonstrado claramente vários serviços ecológicos prestados pelas áreas brejosas (brejos de taboas), a falta de manejo e o descaso com as áreas brejosas e alagadas pode causar uma série de problemas ambientais e de saúde pública, tais como a proliferação de mosquitos (Kengne et al. 2003), hospedeiros intermediários de importantes doenças de veiculação hídrica tais como a dengue, Chikungunya, Zika e a febre amarela ou de moluscos planorbídeos que são vetores da esquistossomose.

Conclusões, observações finais e propostas para ações futuras

O estudo demonstrou a eficácia dos brejos de taboas em reduzir o aporte de nutrientes, poluição microbiana e a carga de sedimentos no córrego Macacos. Esses resultados suportam toda e qualquer estratégia que visa a conservar esse tipo de biótopo mesmo em áreas urbanas.

Os brejos são muitas vezes os primeiros biótopos a serem suprimidos no processo tradicional de urbanização que envolvem o uso da canalização celular por galerias de concreto, a construção das “avenidas sanitárias” e uma grande impermeabilização do solo. Nesse sentido, os resultados aqui alcançados podem ser considerados como uma crítica aos modelos tradicionais de urbanização/ impermeabilização dos cursos de água.

Além de purificar e despoluir as águas do Córrego Macacos, os seus brejos de taboas ainda podem ser vistos como um eficiente sistema de amortecimento de cheias e um biótopo que atua como grande “reator” de produção de oxigênio, para a fixação de carbono e regulação do excesso de temperatura.

Esse estudo é parte do Projeto Izidora que resulta de um acordo de cooperação financeira (ACF 209/2021) entre a empresa RMPC – Meio Ambiente Sustentável (CNPJ 35.306.576/000166) e o Fundo Socioambiental – FSA, da Caixa Econômica Federal (CEF) um banco social voltado principalmente ao financiamento de habitação e saneamento de comunidades carente situadas nas periferias dos grandes centros metropolitanos do

Brasil. O projeto que está em fase de finalização e já entregou uma série de melhorias na comunidade Vitória que incluem a revitalização de quatro nascentes, melhorias na drenagem urbana, reflorestamento de quatro florestas ripárias dentro da comunidade, construção de sistemas de tratamento de esgotos sem geração de efluente líquido (TEVaps), além de um dos maiores programas de monitoramento das águas urbanas de áreas periféricas no país, que originou esse capítulo.

Uma das exigências do ACF 209/21, além do cumprimento das metas acima descritas é a disponibilização de equipamentos e de eventual apoio técnico às lideranças da comunidade para que seus habitantes se organizem e possam eles próprios continuarem o monitoramento das águas que certamente são a maior riqueza da comunidade.

Agradecimentos

A pesquisa foi financiada pelo Acordo de Cooperação Financeira, ACF 209-2021 do Fundo Socioambiental da Caixa Econômica Federal.

Todas as análises físico-químicas da água foram executadas nos laboratórios da SGS Geosol, ROD MG 010 KM 24.5r SN ANGTCOS - 33245-240 VESPASIANO, (MG) CNPJ: 02.417.115/0001-01.

Agradecemos o apoio técnico em campo do Sr. Elison Marques dos Santos que participou de todas as sete campanhas realizadas.

Gostaríamos de expressar igualmente nossos agradecimentos às lideranças da comunidade, Sras. Paula e Renata, pela colaboração e apoio no programa de monitoramento da qualidade da água do projeto Izidora.

Literatura

- Akowanou, A.V.O., H. E. J. Deguenon, K. C. Balogoun, M. Moukora, A. Daouda, M. P. Aina. 2023. The combined effect of three floating macrophytes in domestic wastewater treatment. *Scientific African* 20 e01630
- Baird, R.B., A. D. Eaton and W.E.W. Rice [eds]. 2017. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. 23rd Edition. 1546 pg.
- Brix, H. 1994. Function of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* 29(4):71-78.
- Chen C, C. Shao & Y. Shi 2. 2020. Dynamic Evaluation of Ecological Service Function Value of Qilhai Wetland in Tianjin. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2020, 17, 7108; doi:10.3390/ijerph17197108
- Demirezen, D & Aksoy, A. 2004. Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere*, 56:685-696
- Dhote, S and S. Dixit. 2007. Water Quality Improvement through Macrophytes: A Case Study. *Asian J. Exp. Sci.*, 21(2):427-430
- Dhote, S. & S. Dixit. 2009. Water quality improvement through macrophytes – a review. *Environ Monit Assess*, 152:149–153. DOI 10.1007/s10661-008-0303-9
- Henry-Silva, G.G. & A. F. M. Camargo. 2006. EFFICIENCY OF AQUATIC MACROPHYTES TO TREAT NILE TILAPIA POND EFFLUENTS. *Sci. Agric. (Piracicaba, Braz.)*, 63(5):433-438.
- JASP Team. 2023. JASP Statistical Package Computer software. (Version 0.18.1)[
<https://jasp-stats.org/>]
- Justin, L.D., D. O. Olukanni & K. O. Babaremu. 2022. Performance assessment of local aquatic macrophytes for domestic wastewater treatment in Nigerian communities: A review. *Heliyon*, 8 (2022) e10093
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10093>
- Kaldec, R.H. & S.D. Wallace. 2009. *TREATMENT WETLANDS*. 2nd EDITION. CRC Press. Taylor & Francis. ISBN 978-1-56670-526-4. 348 p.
- Kengne, I. M., F. Brissaud, A. Akoa, R. A. Etemea, J. Nyaa, A. Ndikeyfor & T. Fonkou. 2003. Mosquito development in a macrophyte-based wastewater treatment plant in Cameroon (Central Africa). *Ecological Engineering* 21:53–61
- Kochi, L.Y., P. L. Freitas, L. T. Maranhão, P. Juneau & M. P. Gomes. 2020. Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. *Sustainability*, 12: 9202. doi:10.3390/su12219202
- Lima, A.S. 1998. Análise de desempenho de reator anaeróbico (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico.

Dissertação de Mestrado. Faculdade de Tecnologia/ UnB. Brasília, Distrito Federal. 93 p.

- Machado, A.I., M. Beretta, R. Fragoso, E. Duarte. 2016. Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. *Journal of Environmental Management* xxx (2016) 1e11
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>
- Mansor, M.T.C. 1998. Uso de leitões de macrófitas no tratamento de águas residuárias. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia Agrícola/Unicamp. Campinas, São Paulo. 106 p.
- Matos, A.T., S. S. Abrahão, P. A. V. Lo Monaco. 2012. EFICIÊNCIA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA REMOÇÃO DE POLUENTES DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS. *Eng. Agríc., Jaboticabal*, 32(6):1144-1155.
- Reddy, K.R. & W.F. de Busk. 1985. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 14(4):459-462
- Sezerino, P.H., A. P. Bento, S. T. Decezaro, M, E, Magri, L. S. Philippi. 2015. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para Sistemas horizontais. *Eng Sanit Ambient*. 20(1):151-158
- Souza, J.T., A. E.P.C. Van Haandel, C. Lima & I. N. Henrique. 2004. Utilização, de *wetland* construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Eng. sanit. ambient*. 9(4):285-290
- Srivastava, J., A. Gupta & H. Chandra. 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Rev Environ Sci Biotechnol* 7:255–266. DOI 10.1007/s11157-008-9135-x
- Vasconcelos, V. M., E. R. C. Morais, S. J. B. Faustino, M. C. R. Hernandez, H. R. S. C. Gaudêncio, R. R. Melo & A. P. Bessa Junior. 2020. Floating aquatic macrophytes for the treatment of aquaculture effluents. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11308-8>
- Vymazal, J. 2005. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. *Journal of Environmental Science and Health*, 40:1355–1367.
- Zhang, W., W. Jiang, Y. Lin & Q. Mao. 2020. The Evaluation of Ecological Service Value of Liaohe River Estuary Wetland. Doi: 10.1088/1755-1315/668/1/012037.
- Zhao, B., B. Li, Y. Zhong, N. Nakagoshi & J-k., Chen. 2005. Estimation of ecological service values of wetlands in Shanghai, China. *Chinese Geographical Science*, 15(2):151-156
- Zhao H., H. Zhang, F. Wang , P.P. Kang P & S. Lü. 2020. Service value of wetland ecosystem in Sanmenxia Reservoir area. *Global NEST Journal*, Vol 22, No 4, pp 463-470, <https://doi.org/10.30955/gnj.003367>