

POTENCIAL FITOTOXICOLÓGICO DE EFLUENTE HEMODIALÍTICO

MATHEUS ANTUNES¹; MICHEL DAVID GERBER²; ÉRICO KUNDE CORRÊA³;
DANIEL ARSAND⁴

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-grandense – Câmpus Pelotas –
matheushantunes@hotmail.com

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-grandense – Câmpus Pelotas –
michelgerber@pelotas.ifsul.edu.com

³Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias, Engenharia Sanitária e Ambiental –
Pelotas – ekcorrea@ufpel.edu.br

⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-grandense – Câmpus Pelotas –
danielarsand@pelotas.ifsul.edu.br

1. INTRODUÇÃO

Tratamentos hemodialíticos têm se tornado mais comuns em razão do aumento de pessoas com insuficiência renal. Segundo SESSO et al. (2016), cerca de 122 mil pessoas estavam em tratamento por hemodiálise no Brasil em 2016, consumindo aproximadamente vinte milhões de litros de água. Um terço desse volume é gerado e descartado na forma de efluente durante as sessões de hemodiálise (AGAR, 2012).

A hemodiálise consiste em bombear o sangue do paciente por um dialisador com a função de remover impurezas do sangue e devolver ao corpo do paciente (REIS et al., 2016). Ao final de cada sessão de hemodiálise, tem-se efluente composto por glicose, fosfatos, nitritos, sulfatos, amônia e nitrogênio (MACHADO et al., 2014), que atribuem alta salinidade e condutividade ao efluente, além de fármacos e microrganismos que podem estar presentes neste resíduo. Quando compostos fármacos chegam às estações de tratamento de esgotos, comumente não são totalmente degradados (AL QARNI et al., 2016), podendo alcançar ambientes aquáticos em sua forma original ou contendo subprodutos/metabólitos, provocando danos como feminização e masculinização (HUANG et al., 2016), alterações comportamentais e fisiológicas (BEAN et al., 2014) além de resistência bacteriana (RINCÓN et al., 2014).

Existem poucos estudos sobre os impactos negativos do lançamento deste efluente em corpos hídricos. Neste sentido, para compreender estes efeitos, este trabalho objetivou avaliar o potencial fitotoxicológico do efluente hemodialítico utilizando sementes de pepino verde comprido (*Cucumis sativus* L.) como bioindicador.

2. METODOLOGIA

As amostras de efluente dialítico foram coletadas junto às máquinas de hemodiálise e compostas a partir de amostras simples coletadas em cinco diferentes máquinas, em três períodos (30, 90 e 180 min de sessão). Foram coletados 300 mL de efluente por máquina por período por turno (manhã, tarde e noite) em frascos de polietileno (PET), totalizando 4,5 L de amostra por turno. As amostras foram armazenadas à 4,0±1,0°C na ausência de luz até a realização das análises físico-químicas e fitotoxicológicas.

Os ensaios fitotoxicológicos foram realizados utilizando metodologia adaptada de Mendes et al. (2016) utilizando sementes de pepino como bioindicadores. A avaliação foi feita com base no crescimento relativo de raízes (CRR) através de paquímetro digital com precisão de 0,1 mm e germinação

relativa das sementes (GRS), considerando sementes germinadas aquelas que obtiveram comprimento de raiz superior a 1,0 mm, gerando índices de germinação (IGs). Para a avaliação de CRR e GRS, 10 sementes foram escolhidas conforme recomendado pela Ecological Effects Test Guidelines (EPA, 2012) e colocadas sobre papel filtro em placas de petri de 90 mm de diâmetro embebido com 5 mL de cada solução, separadamente: água destilada (branco), efluentes puros (EFp) e efluentes diluídos 1:10 (EFd) dos turnos manhã, tarde e noite. Os testes foram conduzidos em triplicata para todos os tratamentos, totalizando 210 sementes.

Os resultados foram obtidos após incubação por 48 h a 25±2,0°C sem fotoperíodo. Foram calculados os IGs de acordo com a Equação (1) (TIQUIA e TAM, 1998).

$$IG(\%) = \frac{(\%GRS \times \%CRR)}{100} \quad (1)$$

onde, GRS é o número de sementes germinadas no efluente, dividido pelo número de sementes germinadas no controle (branco), e CRR corresponde ao crescimento das raízes no efluente dividido pelo crescimento das raízes no branco. Normalidade e homogeneidade das variâncias foram analisadas pelo teste de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente. As médias dos indicadores de fitotoxicidade foram comparadas entre os tratamentos através de análise de variância e teste de Tukey. Todas as análises foram realizadas no software R.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos na caracterização físico-química estão apresentados na Tabela 1. Para fim de comparação dos parâmetros, adotou-se como referência corpos d'água enquadrados como classe III pela resolução do conselho nacional de meio ambiente (CONAMA) nº 430/11. Dois parâmetros analisados não estão previstos na resolução vigente, eletrocondutividade (EC) e demanda química de oxigênio (DQO). A EC possui correlação estatística com sais, tornando-se importante indicador da presença destes no ambiente (PIRATOBA et al., 2017). O valor encontrado para EC foi duas vezes maior do que o encontrado por Machado et al. (2014) e aproximadamente dez vezes os valores encontrados por Ali-Taleshi e Nejadkoorki (2016), confirmando que são efluentes com alta salinidade. A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) encontrou-se fora dos padrões estipulados, como esperado tendo em vista um efluente bruto com presença de glicose. A relação DQO/DBO obtida foi 2,15, indicando biodegradabilidade do efluente. Entretanto, deve ser considerado que alguns compostos orgânicos e partes de moléculas de fármacos podem não ser totalmente biodegradados, interagindo com o restante dos compostos e organismos presentes no ambiente hospitalar (KUMMERER, 2016).

Tabela 1

Resultados da caracterização físico-química do efluente hemodialítico.

Parâmetro	Resultado	CONAMA 430/11
pH	7,00	6 a 9,00
Condutividade	7.330,00 µS cm ⁻¹	-
DBO ₅	246,00 mgO ₂ L ⁻¹	≤ 10,00
DQO	528,19 mgO ₂ L ⁻¹	-
Nitrogênio total	87,82 mgN _{NTK} L ⁻¹	≤ 13,3
Turbidez	0 UT	≤ 100

O nitrogênio é explicado pelo fato de que o efluente carrega os contaminantes em excesso do sangue do paciente, como nitritos, nitratos, amônia e uréia (AGAR, 2008). O valor do pH acordou com os valores analisados por MACHADO et al. (2014), porém, a turbidez apresentou número conflitante. O resultado medido, zero (0) unidades de turbidez (UT), é condizente com o esperado dado que o efluente gerado é microfiltrado no dialisador.

Na Tabela 2 estão explicitadas as médias de CRR, GRS e IG com seus respectivos desvios padrão, possibilitando ver que controle, EFd e EFp não são estatisticamente diferentes em relação a GRS. Entretanto, quando analisado o CRR observa-se certa semelhança entre EFd e o controle e entre EFd e EFp, sendo EFp totalmente diferentes do controle, apresentando diminuição significativa no crescimento das raízes. IGs menores que 80% em relação ao controle indicam fitotoxicidade (TIQUIA e TAM, 1998), assim, os efluentes puros foram considerados fitotóxicos para as sementes de pepino.

Tabela 2

Fitotoxicidade de efluentes de hemodiálise em sementes de pepino (n= 30 sementes/tratamento).

Tratamento	CRR (%)	GRS (%)	IG (%)
Controle (água destilada)	100,00 ^{ab}	100,00 ^a	100,00 ^{ab}
EFd manhã	76,21±38,98 ^{abcd}	88,46±17,63 ^a	71,95±45,07 ^{ab}
EFd tarde	99,83±14,69 ^{ab}	100,00±5,97 ^a	100,34±19,77 ^{ab}
EFd noite	70,26±15,81 ^{abcd}	103,57±6,19 ^a	73,27±19,73 ^{ab}
EFp manhã	38,66±11,23 ^{bcd}	84,62±6,66 ^a	33,16±12,19 ^b
EFp tarde	35,85±5,07 ^{cd}	89,66±11,95 ^a	32,53±9,03 ^b
EFp noite	28,43±6,11 ^d	92,86±16,37 ^a	27,06±9,88 ^b

a,b,c,d Médias ± desvio padrão com índices díspares diferem pelo teste Tukey ($p < 0,05$)

A fitotoxicidade pode ser atribuída à salinidade do meio (KEBROM et al., 2019), contudo, MACHADO et al. (2014) testaram o potencial toxicológico deste efluente utilizando o crustáceo *Daphnia magna* e a alga *Euglena gracilis*, organismos naturais de ambientes salinos, mostrando que outros compostos e características físico-químicas podem influenciar na toxicidade deste efluente. Com efeito sobre a mobilidade, orientação gravitacional e compacidade das células dos organismos teste, entre outros fatores, MACHADO et al. (2014) concluíram que o efluente hemodialítico apresenta riscos ambientais quando descartado diretamente no ambiente.

4. CONCLUSÕES

O efluente hemodialítico contém matéria orgânica, sais e nitrogênio, contribuindo com a elevação da DQO, EC e nutrientes do efluente hospitalar/ esgoto municipal e, por consequência, no ambiente. Os estudos fitotóxicológicos do efluente bruto mostraram efeito tóxico em sementes de pepino verde comprido (*Cucumis sativus* L.), não produzindo efeito significativo na germinação das sementes, porém, afetando drasticamente o crescimento das raízes. Quando diluído dez vezes, este efluente apresentou potencial fitotóxico, mostrando a necessidade de se avaliar cito e genotoxicidade, afim de buscar conhecer melhor sobre possíveis efeitos celulares e genéticos na flora.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGAR, J. W. M. Hemodialysis - Water, power and waste disposal: Rethinking our environmental responsibilities. **Hemodialysis International**, Geelong, n. 16, p. 6-10, 2012.

AL QARNI, Hamed et al. Investigating the removal of some pharmaceutical compounds in hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia. **Environmental Science and Pollution Research**, Dundee, v. 23, n. 13, p. 13003-13014, 2016.

ALI-TALESHEI, Mohammad Saleh; NEJADKOORKI, Farhad. Characterization of hemodialysis reverse osmosis wastewater from Yazd educational hospitals. **Journal of Environmental Health Engineering**, Yazd, v. 3, n. 1, p. 1-6, 2016.

BEAN, Tom G. et al. Behavioural and physiological responses of birds to environmentally relevant concentrations of an antidepressant. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, York, v. 369, 2014.

Brasil, 2011. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430/2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 do CONAMA.

EPA U.S. Ecological effects test guidelines. OCSPP 850.4100: seedling emergence and seedling growth. **Environmental Protection Agency**, Washington, D.C (EPA 712-C-012), 2012.

HUANG, Guo-Yong et al. Feminization and masculinization of western mosquitofish (*Gambusia affinis*) observed in rivers impacted by municipal wastewaters. **Nature**, Scientific Reports 6, Guangzhou, n. 20884, 2016.

KEBROM, T. H. et al. Evaluation of phytotoxicity of three organic amendments to collard greens using the seed germination bioassay. **Environmental Science and Pollution Research**, Prairie View, v. 26, n. 6, p. 5454-5462, 2019.

KÜMMERER, K. Presence, fate and risks of pharmaceuticals in the environment. **Green and Sustainable Medicinal Chemistry**, Freiburg, p. 63-72, 2016.

MACHADO, C. K. et al. Potential environmental toxicity from hemodialysis effluent. **Ecotoxicology and environmental safety**, Joinville, v. 102, p. 42-47, 2014.

MENDES, P. M. et al. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. **Journal of environmental management**, Pelotas, v. 167, p. 156-159, 2016.

PIRATOBA, A. R. A. et al. Characterization of water quality parameters in the port area of Barcarena, PA, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, Barcarena, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017.

REIS, R. P. et al. Qualidade de vida e autocuidado do paciente em diálise peritoneal comparado com a hemodiálise: revisão de literatura. **Revista Eletrônica Estácio Saúde**, Maceió, v. 5, n. 2, 2016.

RINCÓN, S. et al. Resistência a antibióticos de ultima línea en cocos gram positivos: La era posterior a la Vancomicina. **Biomédica**, Bogotá, v. 34, N. 1, p. 191-208, 2014.

SESSO, R. C. et al. Brazilian chronic dialysis Survey 2016. **Jornal Brasileiro de Nefrologia**, Brasil, v. 39, n. 3, p. 261-266, 2017.

TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-compositing of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, Hong Kong, v. 65, p. 43-49, 1998.