

Avaliação do potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente hemodialítico

Evaluation of phytotoxic, cytotoxic, and genotoxic potential of hemodialysis effluent

Daniel Arsand¹ , Matheus Hirdes Antunes^{1*} , Gabriel Afonso Martins² ,
Michel David Gerber¹ , Érico Kunde Corrêa² 

RESUMO

Cresce o número de pacientes em tratamento hemodialítico e, com isso, o volume de efluente gerado. Esse efluente possui alta concentração de sais, compostos nitrogenados e matéria orgânica; ainda, pode conter fármacos e microrganismos. No âmbito municipal, o efluente gerado é aportado nas redes de esgoto e lançado em recursos hídricos superficiais. Testes toxicológicos com o uso de sementes fornecem confiáveis respostas, com simplicidade e baixo custo de procedimentos e materiais; todavia, não possibilitam identificar o agente causador de toxidez, mas da toxicidade do conjunto de contaminantes. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar fitotoxicidade, citotoxicidade e genotoxicidade do efluente hemodialítico gerado no maior hospital da região sul do Rio Grande do Sul. Utilizaram-se amostras compostas coletadas no início, meio e fim de cada sessão, em cinco máquinas e diferentes turnos. Foram testados efluente puro e diluído, água para composição do dialisato, dialisato puro e diluído e controle. Os testes de fitotoxicidade foram realizados com sementes de pepino Verde Comprido, alface Regina de Verão e Rabo-de-Galo. Para análises de citogenotoxicidade, utilizaram-se sementes de cebola Baia Periforme. Observou-se que o efluente hemodialítico e o dialisato puros exerceram efeito tóxico em todas as sementes analisadas. Embora o efluente diluído não tenha causado fitotoxicidade na alface e no pepino, testes de citogenotoxicidade mostraram diminuição do índice mitótico e aparecimento de aberrações cromossômicas em células de cebola, indicando toxicidade em nível celular e genético. Esses resultados permitem concluir que tal efluente não pode ser aportado diretamente em recursos hídricos, tampouco reutilizado na irrigação sem tratamento prévio.

Palavras-chave: Hemodiálise, sementes, efluentes, fitotoxicidade, citotoxicidade e genotoxicidade.

ABSTRACT

The number of patients undergoing hemodialysis treatment increases and, consequently, the volume of effluent generated. This effluent presents high concentration of salts, nitrogen, and organic matter; furthermore, it may contain drugs and microorganisms. At the municipal level, hemodialysis effluent is piped to sewage networks and discharged to surface water. Toxicological tests using seeds provide reliable answers, with simplicity and low cost of procedures and materials; however, it does not allow to identify the agent that causes toxicity, but the toxicity of the set of contaminants. In this sense, the objective of this work was to evaluate phytotoxicity, cytotoxicity, and genotoxicity of the hemodialysis effluent generated in the largest hospital of the southern region of Rio Grande do Sul. Composite samples collected at the beginning, middle and end of each session on five machines and different shifts were used. Pure and diluted effluent, water for the composition of the dialysate, pure and diluted dialysate and control were tested. The phytotoxicity tests were performed with seeds of *Verde Comprido* cucumber, and *Regina de Verão* and *Rabo-de-Galo* lettuce. For cytogenotoxicity analyses, *Baia Periforme* onion seeds were used. It was observed that the pure hemodialysis effluent and dialysate had a toxic effect on all analyzed seeds. Although the diluted effluent did not cause phytotoxicity in lettuce and cucumber, cytogenotoxicity tests showed a decrease in mitotic index and appearance of chromosomal aberrations in onion cells, indicating toxicity at a cellular and genetic level. These results allow to conclude that this effluent cannot be directly dumped into water resources, nor can it be reused in irrigation without prior treatment.

Keywords: Hemodialysis, seeds, wastewater, phytotoxicity, cytotoxicity and genotoxicity.

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, Engenharia e Ciências Ambientais - Pelotas (RS), Brasil.

²Universidade Federal de Pelotas, Centro de Engenharias - Pelotas, (RS) Brasil.

*Autor correspondente: matheushantunes@hotmail.com, matheusmhantunes@gmail.com

Conflitos de interesse: os autores declaram não haver conflitos de interesse.

Financiamento: nenhum.

Recebido: 03/09/2020 - Aceito: 03/05/2021 - Reg. ABES: 20200320

INTRODUÇÃO

Tratamentos hemodialíticos têm-se tornado muito comuns pelo aumento de pessoas com insuficiência renal aguda ou crônica. Thomé *et al.* (2019) estimaram que aproximadamente 126 mil pessoas estavam em tratamento por hemodiálise no Brasil em 2017, representando consumo de mais de 20 milhões de litros de água por ano.

Durante as sessões de hemodiálise, é gerado um resíduo líquido composto da solução de diálise, fosfatos, nitritos, sulfatos, amônia e nitrogênio total (MACHADO *et al.*, 2014). Além desses compostos, benzodiazepinas (MENDOZA *et al.*, 2014), antibióticos (FRADE *et al.*, 2014), anticoagulantes (JAUKOVIC *et al.*, 2014), anti-inflamatórios (JELIC *et al.*, 2011), hormônios (MANICKUM *et al.*, 2014), antidepressivos (GRABICOVA *et al.*, 2014), bactérias, vírus e outras estruturas são encontradas no ambiente e podem estar presentes nesse efluente.

Comumente, os compostos citados chegam às estações de tratamento de esgotos, entretanto essas estações não são projetadas para degradar totalmente tais substâncias, tampouco possuem tecnologia de tratamento para esse fim (AL QARNI *et al.*, 2016). Terminam, assim, por aportar no ambiente uma série de contaminantes em sua forma original ou metabolizados, podendo causar danos à fauna e à flora, como feminilização e masculinização de peixes (HUANG *et al.*, 2016), redução no crescimento de algas (PINCKNEY *et al.*, 2013), alterações comportamentais e fisiológicas em pássaros (BEAN *et al.*, 2014) e resistência bacteriana a antibióticos (RINCÓN *et al.*, 2014). Machado *et al.* (2014) caracterizaram e compararam o efluente de hemodiálise em relação a parâmetros estabelecidos pelas Resoluções nº 430 e nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005; 2011), as quais dispõem, respectivamente, sobre condições e padrões de lançamento de efluentes e métricas de qualidade de água, adotando o padrão para águas classe III. Em oito dos 14 parâmetros analisados, as amostras de efluente estavam em desacordo com o estipulado por essas legislações. Por meio das análises físico-químicas e testes de toxicidade, concluiu-se que o efluente resultante dos tratamentos de hemodiálise confere risco ambiental, principalmente quando lançado sem tratamento prévio, como acontece em muitos municípios brasileiros. Apesar de não haver recomendação específica para tratamento e reutilização dos efluentes hemodialíticos, países com pouca disponibilidade de água doce pesquisam e propõem formas de tratamento e reúso dos efluentes pré e pós-dialíticos como fonte alternativa de água, como fizeram Ali-Taleshi *et al.* (2016) no Irã.

O tratamento por hemodiálise frequentemente faz uso concomitante de medicamentos. Os mais difundidos entre pacientes hemodialíticos são os anti-hipertensivos, antidepressivos e analgésicos que, por conseguinte, podem ser encontrados no efluente gerado pelo serviço. Foi reportada sobre essas classes de fármacos a capacidade de alterar a concentração de neurotransmissores do microcrustáceo *Daphnia magna*. Em concentrações ambientais, fluoxetina, diazepam e propranolol aumentaram ou diminuíram as concentrações de serotonina, dopamina e norepinefrina dos organismos testados (RIVETTI *et al.*, 2019).

Testar a toxicidade de efluentes é fundamental para conhecer a influência desses resíduos na comunidade biológica, já que por vezes esses efluentes apresentam-se em conformidade com os padrões físico-químicos de qualidade definidos pela legislação e, ainda assim, causam efeitos na biota, seja pela interação entre contaminantes, seja pela presença de contaminantes não contemplados pela legislação (BARJHOUX *et al.*, 2017). Ensaios de toxicidade

são realizados com diversos organismos, como cianobactérias (MATEO *et al.*, 2015), algas (RENO *et al.*, 2016), microcrustáceos (SIVULA *et al.*, 2018), peixes (GERBER *et al.*, 2016), plantas (BILAL *et al.*, 2016) e minhocas (YADAV *et al.*, 2017), reforçando a necessidade de se conhecerem os potenciais efeitos na cadeia trófica.

A fim de melhor compreender os efeitos de contaminantes no ambiente, sementes vêm sendo utilizadas como organismos teste em análises de fito e citogenotoxicidade (MARTINS, *et al.*, 2016; GERBER *et al.*, 2018; GUEVARA *et al.*, 2019), fornecendo respostas com baixo custo e pouco tempo de análise, sensibilidade qualitativa e pequeno volume de amostra. Por outro lado, como principal limitação, pode ser citada a incapacidade de identificar especificamente qual o contaminante causador da toxicidade (PEDUTO *et al.*, 2019).

Guevara *et al.* (2019) utilizaram sementes de alface e pepino como organismos teste para avaliar a fitotoxicidade de esgoto doméstico após tratamento e concluíram que ele não apresentou efeito tóxico, indicando a possibilidade de reutilização na agricultura. No mesmo caminho, Gerber *et al.* (2017) avaliaram a toxicidade de efluentes bruto e tratado de abatedouros de suínos utilizando sementes de alface e pepino e concluíram que esse efluente, mesmo após o tratamento realizado na indústria, não pode ser reutilizado na irrigação.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente hemodialítico.

METODOLOGIA

O efluente de trabalho foi efluente hemodialítico, também chamado efluente pós-dialítico, gerado durante as sessões de hemodiálise em hospital de referência regional, com 327 leitos, com geração média de 80 m³ de efluente por dia, localizado no sul do estado do Rio Grande do Sul. A Figura 1 ilustra a organização e o fluxo de trabalho, em que (A), (B) e (C) representam, respectivamente, o procedimento de coleta do efluente nas máquinas de hemodiálise, seu armazenamento e os testes de fito e citogenotoxicidade.

A cada turno (manhã, tarde e noite) foram coletados 300 mL de efluente por máquina, por período (30, 90 e 180 min de sessão), em frascos de polietileno tereftalato (PET), totalizando 4,5 L de amostra por turno. Foi coletada água (tratada por osmose reversa e filtros de carvão ativado) utilizada no tratamento hemodialítico, solução de bicarbonato de sódio e solução ácida concentrada de

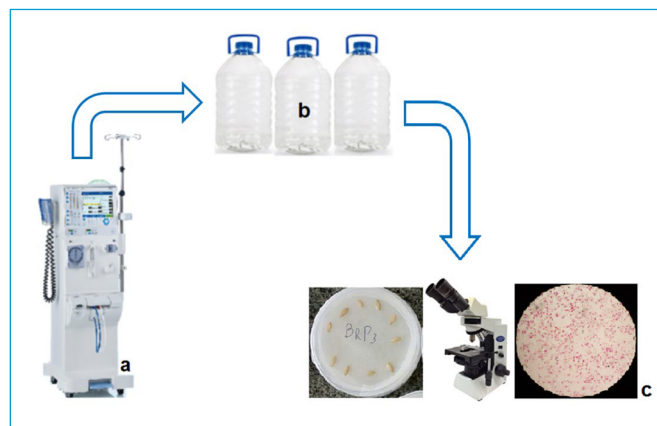


Figura 1 - Fluxograma de organização de trabalho, em que: A) máquina de hemodiálise; B) amostras coletadas; C) testes de fito e citogenotoxicidade.

eletrólitos: os três ingredientes que compõem a solução de diálise ou dialisato. O dialisato foi produzido em laboratório, misturando-se 93,8% de água, 4% de solução bicarbonato de sódio e 2,2% de solução ácida concentrada de eletrólitos, seguindo a indicação do fabricante.

Os procedimentos de amostragem, acondicionamento e transporte das amostras seguiram o preconizado em APHA (2017). As amostras foram enviadas ao laboratório imediatamente após a amostragem, acondicionadas em caixas térmicas e mantidas sob refrigeração a $4 \pm 1^\circ\text{C}$ para a realização das análises físico-químicas, fitotoxicológicas e citogenotóxicas, as quais ocorreram ao longo de um mês.

Caracterização físico-química do efluente

Todas as análises físico-químicas foram realizadas de acordo com os *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017), 23ª edição, 2017: determinação de demanda bioquímica de oxigênio — DBO (5210 B), demanda química de oxigênio — DQO (5220 B), nitrogênio total (4500-Norg B, 4500-NH₃ B e C), pH (4500 H⁺) e turbidez (2130 B).

Testes de fito e citogenotoxicidade

Os ensaios fitotóxicos foram realizados com sementes de três diferentes espécies vegetais — alface Regina de Verão (*Lactuca sativa*), pepino Verde Comprido (*Cucumis sativus*) e Rabo-de-Galo (*Celosia argentea var. plumosa*) — por meio de metodologia adaptada de Zucconi *et al.* (1981) e Mendes *et al.* (2016). Avaliaram-se o crescimento relativo de raízes (CRR) com paquímetro digital com precisão de 0,1 mm e a germinação relativa de sementes (GRS), considerando-se sementes germinadas aquelas que obtiveram comprimento de raiz superior a 1 mm, gerando índices de germinação (IG). Todas as sementes foram adquiridas da marca Isla®, sem tratamento com defensivos agrícolas e observando-se a validade e o mesmo lote.

Para a avaliação de CRR e GRS, dez sementes de cada espécie 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, em contato com 5 mL de cada solução: controle com água destilada, água tratada para hemodiálise, dialisato (puro e diluído 1:10), efluente (puro e diluído 1:10).

Os resultados foram obtidos após incubação por 48 horas a $25 \pm 2^\circ\text{C}$ sem fotoperíodo para todas as sementes. Os testes foram conduzidos em triplicata para alface, pepino e Rabo-de-Galo em todos os tratamentos (controle, água para hemodiálise, dialisato puro, dialisato diluído, efluente puro e efluente diluído), totalizando 540 sementes por espécie. Foram calculados os IG de acordo com a Equação 1.

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

Em que: GRS é o número de sementes germinadas na placa com amostra, CRR é o crescimento das raízes na placa com amostra, $\bar{x} GRS$ é a média de sementes germinadas no controle e $\bar{x} CRR$ é a média de crescimento das raízes nas placas controle.

Os IG foram calculados com o objetivo de mostrar o quanto o efluente gerado no tratamento de hemodiálise é fitotóxico — e é considerado fitotóxico quando o IG é menor do que 80% em relação ao controle (TIQUIA *et al.*, 1998). A normalidade e a homogeneidade das variâncias foram analisadas pelo teste

de Shapiro-Wilk. As médias dos indicadores de fitotoxicidade foram comparadas entre os tratamentos (controle, água para hemodiálise, dialisato puro, dialisato diluído, efluente puro e efluente diluído) por meio de análise de variância e comparação de médias com o teste de Tukey. Todas as análises foram realizadas no *software* Statistix 10®.

Os testes de citotoxicidade e genotoxicidade foram conduzidos conforme Grippa *et al.* (2010), adaptado. Em triplicata, dez sementes de cebola Baía Periforme (*Allium cepa*) foram expostas aos tratamentos (controle, efluente puro e efluente diluído), totalizando 90 sementes. Nos tratamentos em que no mínimo três sementes apresentaram crescimento igual ou superior a 10 mm, elas foram fixadas e conservadas em solução de Carnoy, etanol/ácido acético (volume por volume — v:v) na proporção de 3:1, por 24 horas. As raízes foram expostas à hidrólise ácida, sendo lavadas por 5 min em água destilada, 10 min em ácido clorídrico 5 mol.L⁻¹ e lavadas novamente com água destilada por 5 min.

As raízes foram colocadas individualmente em lâminas de vidro e suas pontas seccionadas com auxílio de bisturi. O excesso de água foi removido com papel-filtro, colocou-se uma gota deorceína 2%, conferindo cor ao tecido meristemático, e cobriu-se a lâmina com lamínula de vidro para posterior visualização microscópica de luz em microscópio Olympus CX41 com 40x de aumento óptico. Contaram-se 1.500 células por tratamento e calcularam-se os índices mitótico (IM) e de aberrações cromossômicas (IAC).

O IM foi calculado pela razão entre o número de células em divisão (somatório de prófases, metáfases, anáfases e telófases) e o total de células contadas. O IAC foi obtido pela frequência de células portadoras de alterações cromossômicas no ciclo celular: C-metáfase, pontes e atrasos anafásicos e outras posições cromossômicas atípicas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização físico-química da amostra

Os resultados obtidos na caracterização físico-química estão apresentados na Tabela 1. Para fim de comparação dos parâmetros, adotaram-se como referência os padrões estipulados pela Resolução nº 355/17 do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (BRASIL, 2017), que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lançam seus efluentes em águas superficiais. Considerou-se a faixa de vazão de até 100 m³/d de efluente.

Tabela 1 – Resultados da caracterização físico-química do efluente hemodialítico em comparação aos limites estabelecidos pela resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul nº 355/17.

Parâmetro	Resultado	CONSEMA 355/17 (Q<100)
pH	7	6 - 9
Condutividade	7.330,00 μS.cm ⁻¹	-
DBO ₅	246,00 mgO ₂ .L ⁻¹	≤120
DQO	528,19 mgO ₂ .L ⁻¹	≤330
Nitrogênio total	87,82 mgN-NTK.L ⁻¹	-
Turbidez	0 UT	-

CONSEMA: Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul; DBO: demanda química de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio.

DBO e DQO são fatores importantes para determinar a quantidade de matéria orgânica presente no efluente e verificar a viabilidade de tratamentos biológicos. Essa legislação determina que os valores máximos de DBO₅ e DQO sejam 120 mgO₂ L⁻¹ e 330 mgO₂ L⁻¹, respectivamente. Os limites estipulados para DBO₅ e DQO foram extrapolados no efluente hemodialítico, entretanto este resíduo é misturado aos demais efluentes gerados pelo hospital e diluído no esgoto municipal quando aportado na rede urbana de esgotos. Essa mistura de efluentes hospitalares e esgoto doméstico aumenta a interação entre contaminantes e favorece o desenvolvimento de efeitos sinérgicos sobre organismos (PÉREZ-ALVAREZ *et al.*, 2018). A condutividade elétrica é um parâmetro que, apesar de não estabelecido na legislação, possui correlação estatística com sais, tornando-se importante indicador da presença destes no ambiente (PIRATOBA *et al.*, 2017). O valor encontrado para condutividade elétrica é próximo ao dobro do encontrado por Machado *et al.* (2014) e aproximadamente dez vezes maior do que os valores encontrados por Ali-Taleshi *et al.* (2016), que coletaram e analisaram a mistura dos efluentes pré e pós-dialíticos, confirmando que esses efluentes possuem alta salinidade. Ainda, pode-se relacionar a medida de salinidade, a qual considera sais de potássio, fósforo, magnésio e cálcio, além de cloretos, carbonatos e bicarbonatos presentes no efluente, com a elevada DQO medida, que pode ser resultante da oxidação de compostos inorgânicos, corroborando a medida de condutividade elétrica (AQUINO *et al.*, 2006).

O parâmetro turbidez foi analisado com objetivo de, por correlação, avaliar a presença ou não de sólidos suspensos. O valor medido mostra a ausência de partículas suspensas, o que pode ser atribuído ao fato de o efluente hemodialítico ser composto de substâncias que passam pelas membranas dialisadoras durante as sessões de hemodiálise.

Características como baixa turbidez e alta condutividade elétrica viabilizam a utilização de tratamentos alternativos de efluentes que utilizam mecanismos de foto e eletrodegradação de compostos.

A relação DQO/DBO obtida foi 2,15, indicando boa biodegradabilidade do efluente hemodialítico. Deve-se atentar para o fato de que alguns compostos orgânicos e partes de moléculas de fármacos podem ser biodegradados e disponibilizados em outras formas, interagindo com o restante dos compostos e organismos presentes no ambiente hospitalar (KÜMMERER, 2016).

Considera-se biodegradável um efluente cuja relação DQO/DBO seja menor que 2,5 (VON SPERLING, 1996), entretanto essa relação deve ser questionada em razão da alta concentração de sais no efluente hemodialítico, passíveis de sofrer oxidação e capazes de causar falsa ideia sobre a presença de matéria orgânica no efluente (AQUINO *et al.*, 2006).

A DBO foi um dos parâmetros fora dos padrões estipulados pela legislação, possivelmente por se tratar de um efluente bruto que contém glicose, adicionada por meio da solução de diálise.

O nitrogênio total não está contemplado por essa legislação, porém pode ser explicado pelo fato de que o efluente é resultado da remoção de impurezas e substâncias em excesso no sangue do paciente — comumente compostos nitrogenados, como nitritos, nitratos, amônia, ácido úrico e ureia (AGAR, 2008).

Fitotoxicidade

Conforme pode ser observado na Tabela 2, efluente e dialisato não diluídos mostraram-se tóxicos, inibindo o CRR e a GRS de alface, altamente fitotóxicos quando observado o IG < 30% (PEDUTO *et al.*, 2019). Sais em grandes concentrações causam estresse salino, limitando o acesso das raízes à água e diminuindo tanto o poder germinativo quanto o crescimento das raízes (AL-TAEY *et al.*, 2018). Sendo assim, pode-se atribuir a alta fitotoxicidade encontrada à presença de sais no dialisato e no efluente, observada por correlação com a medida de condutividade elétrica.

Efluente diluído, dialisato diluído e água para hemodiálise tratada por osmose reversa e carvão ativado mostraram certa semelhança ao controle neutro (água destilada) em relação ao crescimento. O dialisato diluído aumentou o crescimento das raízes de alface, enquanto a água para hemodiálise e o efluente diluído causaram diminuição do crescimento, porém não diferiram estatisticamente entre si.

No dialisato diluído, o crescimento das raízes superior ao crescimento no controle indica que este forneceu nutrientes em qualidade e quantidade capazes de induzir o desenvolvimento de raízes. Esse comportamento deve-se, provavelmente, à presença de nitrogênio, glicose e outros sais nessa solução. É importante considerar que o estímulo ao crescimento das raízes ou o estímulo a qualquer outra resposta observada, como germinação, multiplicação celular, movimentação, bioluminescência e outras, não deve ser considerado positivo ou benéfico; isso porque o conceito de ecotoxicidade envolve qualquer alteração, comportamental ou de desenvolvimento, da condição natural do organismo (PALLI *et al.*, 2019).

Em relação às sementes de pepino, na Tabela 3 é possível observar os maiores crescimentos e germinações entre as sementes testadas, demonstrando a resistência desse vegetal, também visualizada por Morais *et al.* (2019) quando testaram a fitotoxicidade de um efluente da indústria farmacêutica em sementes de pepino e alface. Gerber *et al.* (2018) relacionaram positivamente o nitrogênio amoniacal presente no efluente tratado de parboilização de arroz com o

Tabela 2 - Fitotoxicidade usando sementes de alface em comparação com controle (n: 90 sementes/tratamento).

Tratamento	Crescimento relativo		Germinação relativa		Índice germinativo
	(mm)	(%)	(n)	(%)	(%)
Controle	109,04±6,54 ^{ab}	100 ^{ab}	9,22±0,22 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	1,82±0,78 ^c	1,78±0,77 ^c	1,22±0,49 ^b	13,58±5,49 ^b	0,57±0,26 ^b
Efluente diluído	89,69±7,41 ^b	83,58±8,34 ^b	8,67±0,37 ^a	94,08±4,27 ^a	80,94±11,14 ^a
água para hemodiálise	99,81±14,39 ^{ab}	91,44±12,22 ^{ab}	8,11±0,72 ^a	87,82±7,64 ^a	86,89±14,84 ^a
Dialisato puro	5,37±1,97 ^c	4,81±1,76 ^c	2,22±0,83 ^b	24,44±9,24 ^b	2,47±1,21 ^b
Dialisato diluído	125,89±6,49 ^a	116,42±7,04 ^a	8,89±0,39 ^a	96,72±4,98 ^a	114,48±11,44 ^a

^{abc} médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre linhas (p<0,05).

IG obtido para esta semente, o que pode explicar o alto crescimento e a grande germinação do pepino quando exposto ao efluente diluído.

Por outro lado, expostas à água de hemodiálise, as raízes de pepino obtiveram o maior crescimento entre os tratamentos, contrapondo-se à ideia de que efluente e dialisato diluídos tenha fornecido nutrientes para a semente de pepino, já que essa água, teoricamente, deve ser ausente de sais e outros compostos.

Assim como para as sementes de alface, efluente e dialisato puros foram extremamente fitotóxicos para sementes de pepino, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos em relação ao crescimento de raízes. A germinação foi mais afetada pelo dialisato puro, porém menos afetada pelo efluente puro, mostrando fitotoxicidade leve; o dialisato puro foi estatisticamente semelhante ao efluente puro, mas diferente dos outros tratamentos. Controle, dialisato diluído, efluente diluído e água para hemodiálise produziram comportamento estatisticamente igual. Considerando-se os três indicadores de toxicidade, pode-se observar que o efeito fitotóxico no pepino foi predominante no crescimento radicular e não afetou significativamente a germinação das sementes.

As sementes de Rabo-de-Galo não superaram 70% de germinação no controle, diminuindo a confiabilidade dos dados (PEDUTO *et al.*, 2019). Por se tratar de espécie originária de regiões tropicais, a dificuldade de germinação pode ser atribuída à temperatura baixa na incubadora e/ou ausência de fotoperíodo. Crescimento e germinação relativos, assim como índice germinativo das sementes de Rabo-de-Galo, podem ser visualizados na Tabela 4.

Quando expostas ao efluente puro, as sementes de Rabo-de-Galo não germinaram, demonstrando alta sensibilidade a esse efluente. Quando em contato com o efluente diluído, somente 60% das sementes germinaram, sendo essa a única espécie testada capaz de indicar a fitotoxicidade desse efluente.

Controle, água tratada para hemodiálise e dialisato diluído apresentaram resultados iguais ($p > 0,05$) tanto para germinação de sementes como para

crescimento de raízes e índice de germinação, não causando efeito fitotóxico. Diferentemente do observado em sementes de alface e pepino, as de Rabo-de-Galo foram afetadas tanto na germinação quanto no crescimento de raízes, com grande dificuldade de germinação.

Comparando-se, entre os tratamentos, as médias de IG das três sementes utilizadas como organismos teste, pode-se observar que, com exceção do efluente diluído para Rabo-de-Galo, ambas as sementes tiveram respostas semelhantes. Efluente e dialisato puros causaram efeito tóxico intenso nas três sementes, possivelmente em função da alta salinidade. Enquanto para Rabo-de-Galo o efluente diluído apresentou efeito fitotóxico, alface e pepino não responderam da mesma forma, apresentando efeito nulo. Guevara *et al.* (2019) observaram resultados semelhantes para alface e pepino expostos a um efluente doméstico com DBO e pH semelhantes ao do efluente hemodialítico pesquisado, o que demonstra a capacidade das sementes de alface e pepino de tolerar matéria orgânica e salinidade altas. Segundo Paz (2017), existe maior e menor interação da semente com o meio, variando de acordo com a semente, o que se reflete em diferentes respostas aos contaminantes e pode explicar a fitotoxicidade do efluente diluído dez vezes apenas para Rabo-de-Galo.

É aconselhável, portanto, que sejam realizados ensaios toxicológicos com sementes de diferentes espécies vegetais dotadas de características físicas diversas, possibilitando análises e interpretações mais amplas e confiáveis.

Na Tabela 5 são apresentados, de forma sistemática, os efeitos nos organismos testados, com o objetivo de facilitar a visualização.

Os sinais “-” e “+” indicam efeito fitotóxico depressor e estimulante, respectivamente, sobre crescimento relativo de raízes, germinação relativa de sementes e índices germinativos. Considerou-se, na Tabela 5, que o efeito tóxico ocorreu quando houve germinação, crescimento relativos e/ou índice germinativo inferiores a 80% ou acima de 120% do ocorrido no controle (TIQUIA *et al.*, 1998),

Tabela 3 - Fitotoxicidade usando sementes de pepino em comparação com controle (n: 90 sementes/tratamento).

Tratamento	Crescimento relativo		Germinação relativa		Índice germinativo (%)
	(mm)	(%)	(n)	(%)	
Controle	172,27±9,88 ^{ab}	100 ^{ab}	9,22±0,22 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	61,54±3,83 ^c	35,99±2,32 ^c	8,22±0,36 ^{ab}	89,04±3,29 ^{ab}	32,38±2,93 ^b
Efluente diluído	156,56±16,53 ^{ab}	89,75±8,11 ^{ab}	9,00±0,44 ^a	97,34±3,99 ^a	89,77±9,87 ^a
água para hemodiálise	183,77±12,78 ^a	106,40±5,10 ^a	9,11±0,42 ^a	98,67±4,11 ^a	106,11±7,99 ^a
Dialisato puro	54,52±6,43 ^c	32,55±4,09 ^c	7,33±0,47 ^b	79,47±4,81 ^b	26,91±4,19 ^b
Dialisato diluído	130,30±10,91 ^b	77,60±8,97 ^{ab}	9,22±0,28 ^a	100,08±2,88 ^a	78,16±9,87 ^a

^{abc}médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre linhas ($p < 0,05$).

Tabela 4 - Fitotoxicidade usando sementes de Rabo-de-Galo em comparação ao controle (n: 90 sementes/tratamento).

Tratamento	Crescimento relativo		Germinação relativa		Índice germinativo (%)
	(mm)	(%)	(n)	(%)	
Controle	34,03±5,43 ^a	100 ^a	6,11±0,72 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	0 ^c	0 ^c	0 ^c	0 ^c	0 ^c
Efluente diluído	9,90±1,20 ^b	42,20±12,05 ^b	3,56±0,29 ^b	63,64±8,19 ^b	34,09±13,77 ^b
água para hemodiálise	38,22±6,94 ^a	107,30±7,00 ^a	6,56±0,58 ^a	109,09±3,94 ^a	116,86±8,33 ^a
Dialisato puro	1,97±0,82 ^c	7,69±4,52 ^c	1,11±0,48 ^c	19,70±9,67 ^c	4,86±3,75 ^{bc}
Dialisato diluído	31,68±5,05 ^a	95,09±6,19 ^a	6,33±0,76 ^a	103,03±5,62 ^a	99,39±9,87 ^a

^{abc}médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre linhas ($p < 0,05$).

diferindo pelo teste de Tukey. É importante salientar que Machado *et al.* (2014) testaram a toxicidade do efluente hemodialítico em *Daphnia magna* e *Euglena gracilis*, organismos tolerantes à salinidade, e concluíram que esse efluente apresentou toxicidade, sugerindo a presença de outros compostos capazes de causar efeitos nocivos aos organismos testados.

Citogenotoxicidade

Na Tabela 6, podem-se observar o número de células e as fases da divisão celular de *Allium cepa* no controle neutro e no efluente diluído. Conforme a metodologia adotada, não foram contadas as células expostas ao efluente puro, pois não houve crescimento igual ou superior a 10 mm em, pelo menos, três sementes.

A contagem de células de raiz de *Allium cepa* possibilita observar queda do IM em 11,46% quando elas foram expostas ao efluente hemodialítico diluído em relação ao controle com água destilada, indicando citotoxicidade.

Com relação à genotoxicidade, observou-se o desenvolvimento de aberrações cromossômicas, distúrbios metafásicos (c-metáfase) e pontes e atrasos anafásicos. O índice de aberrações cromossômicas (IAC) foi de 4,67%, ou seja, aproximadamente cinco células anômalas a cada mil células contadas, contrastando com a ausência de anomalias nas placas de controle. A Figura 2 mostra imagens microscópicas de células de *Allium cepa* analisadas em diferentes fases de divisão no controle (A, B, C e D) e células em diferentes fases de divisão no efluente diluído (E, F, G e H) com anomalias cromossômicas.

Babatunde, *et al.* (2016) avaliaram a citogenotoxicidade de um efluente hospitalar sem tratamento usando bulbos de cebola e observaram decréscimo significativo

do IM, assim como o aparecimento de aberrações cromossômicas, ausentes no controle, resultando em IAC 0,6‰ em solução com 50% de efluente. Como consequência do decaimento do IM, observa-se a diminuição do CRR quando expostas ao efluente diluído (Tabela 7), fato também observado pelos autores.

Apesar de o efluente puro ter afetado drasticamente o desenvolvimento radicular, neste ocorreu maior germinação de sementes em relação ao efluente diluído. Isso pode ser possível pelo fato de que existem mais nutrientes, como nitrogênio e glicose, disponíveis no efluente puro, permitindo que mais sementes germinem. Já no efluente diluído dez vezes, nutrientes em concentrações

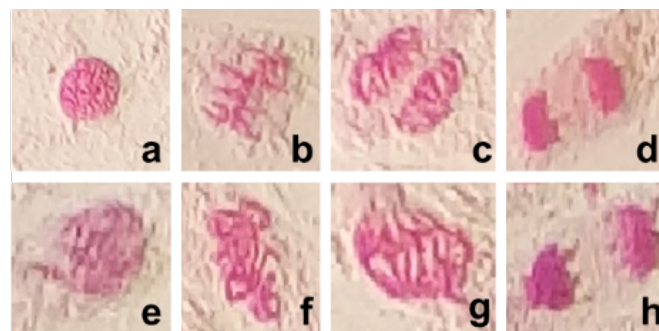


Figura 2 - Mitose de células de raízes de *Allium cepa* no controle, (a) prófase normal; (b) metáfase normal; (c) anáfase normal e (d) telófase normal. No efluente diluído, (e) prófase com cromossomo isolado; (f) C-metáfase; (g) anáfase com ponte anafásica e (h) telófase com cromossomo atrasado.

Tabela 5 - Efeito tóxico relativo ao crescimento relativo de raízes, germinação relativa de sementes e índice de germinação em sementes de alface, pepino e Rabo-de-Galo.

Tratamento	Alface			Pepino			Rabo-de-Galo		
	CRR	GRS	IG	CRR	GRS	IG	CRR	GRS	IG
Efluente puro	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efluente diluído									
água para hemodiálise									
Dialisato puro	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dialisato diluído	-								

CRR: crescimento relativo de raízes; GRS: germinação relativa de sementes; IG: índice de germinação.

Tabela 6 - Número e fases da divisão celular de *Allium cepa* no controle e efluente.

Tratamento	Interfase	Prófase	Metáfase	Anáfase	Telófase	IM (%)
Controle	580	900	8	7	5	61,33
Efluente diluído	752	740	5	2	1	49,87

IM: índice mitótico.

Tabela 7 - Crescimento e germinação médios de sementes de *Allium cepa* nos tratamentos: controle, efluente diluído e efluente puro.

Tratamento	CRR	GRS
	(mm)	(n)
Controle	283,41±20,84 ^a	6,33±0,33 ^a
Efluente diluído	133,20±29,62 ^b	2,67±0,67 ^b
Efluente puro	18,29±2,53 ^c	5,33±0,88 ^{ab}

CRR: crescimento relativo de raízes; GRS: germinação relativa de sementes.

^{ab}médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre linhas (p<0,05)

menores promoveram competição entre as sementes, fazendo com que menos sementes conseguissem germinar, mas permitindo que ocorresse maior crescimento de raízes. Maior e menor crescimento radicular pode estar relacionado à condutividade elétrica (KOHATSU *et al.*, 2018); mais elevada no efluente puro, ela indica a presença de sais, que podem inibir o desenvolvimento das raízes, tendo menor efeito quando o efluente é diluído.

O efluente hemodialítico diluído dez vezes diminuiu o número de sementes germinadas, assim como promoveu o decréscimo do IM e do CRR em relação ao controle (Tabela 7). Considerando-se esses fatores e o aparecimento de aberrações cromossômicas, pode-se afirmar que o efluente hemodialítico apresentou efeito citotóxico e genotóxico em sementes de cebola Baía Perifome (*Allium cepa*).

CONCLUSÕES

Os resultados mostram que o efluente hemodialítico e o dialisato são fitotóxicos para pepino Verde Comprido, alface Regina de Verão e Rabo-de-Galo, iniciando a germinação das sementes e o crescimento radicular.

O efluente diluído causou toxicidade apenas para Rabo-de-Galo, porém apresentou citogenotoxicidade em sementes de *Allium cepa*, mostrando que a ausência de efeito sobre germinação e crescimento de raízes pode mascarar efeitos em nível celular e genético.

O efluente hemodialítico não deve ser reutilizado no cultivo das espécies testadas nem enviado ao corpo hídrico superficial sem tratamento prévio.

CONTRIBUIÇÕES DOS AUTORES

Arsand, D.R.: Conceituação, Obtenção de Financiamento, Administração do Projeto, Supervisão, Visualização, Escrita – Primeira Redação, Escrita – Revisão e Edição. Antunes, M.H.: Curadoria de Dados, Investigação, Administração do Projeto, Escrita (Primeira Redação) e Escrita (Revisão e Edição). Martins, G.A.: Curadoria de Dados, Recursos, Supervisão e Metodologia. Gerber, M.D.: Conceituação, Metodologia, Software, Visualização, Escrita (Primeira Redação), Escrita (Revisão e Edição). Correa, Ê.K.: Conceituação, Recursos, Supervisão, Visualização e Metodologia.

REFERÊNCIAS

- AGAR, J.W.M. Reusing dialysis wastewater: the elephant in the room. *American Journal of Kidney Diseases*, v. 52, n. 1, p. 10-12, 2008. <https://doi.org/10.1053/j.ajkd.2008.04.005>
- ALI-TALESHEI, M.S.; NEJADKOORKI, F. Characterization of Hemodialysis Reverse Osmosis Wastewater from Yazd Educational Hospitals. *Avicenna Journal of Environmental Health Engineering*, v. 3, n. 1, p. 5067-5067, 2016. <https://doi.org/10.17795/ajehe-5067>
- AL QARNI, H.; COLLIER, P.; O'KEEFFE, J.; AKUNNA, J. Investigating the removal of some pharmaceutical compounds in hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 13, p. 13003-13014, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6389-7>
- AL-TAEY, D.K.A.; MAJID, Z.Z. Study effect of kinetin, bio-fertilizers and organic matter application in lettuce under salt stress. *Journal of Global Pharma Technology*, v. 10, n. 1, p. 148-164, 2018. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.3229795847>
- American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 23. ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 2017.
- AQUINO, S.F.; SILVA, S.Q.; CHERNICHARO, C.A.L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 295-304, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522006000400001>
- BABATUNDE, B.B.; VINCENT-AKPU, I.F.; AIWERIOGHENE, A.N.O. Cytogenotoxicity screening of untreated hospital wastewaters using the *Allium cepa* test. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v. 20, n. 3, p. 724-732, 2016. <https://doi.org/10.4314/jasem.v20i3.27>
- BARJHOUX, I.; CLÉRANDEAU, C.; MENACH, K.L.; ANSCHUTZ, P.; GONZALEZ, P.; BUDZINSKI, H.; MORIN, B.; BAUDRIMONT, M.; CACHOT, J. A comprehensive study of the toxicity of natural multi-contaminated sediments: new insights brought by the use of a combined approach using the medaka embryo-larval assay and physico-chemical analyses. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 142, p. 509-521, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.059>
- BEAN, T.G.; BOXALL, A.B.A.; JULIE LANE, J.; HERBORN, K.A.; STÉPHANE PIETRAVALLE, S.; ARNOLD, K.E. Behavioural and physiological responses of birds to environmentally relevant concentrations of an antidepressant. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 369, n. 1656, p. 20130575, 2014. <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0575>
- BILAL, M.; IQBAL, M.; HU, H.; ZHANG, X. Mutagenicity, cytotoxicity and phytotoxicity evaluation of biodegraded textile effluent by fungal ligninolytic enzymes. *Water Science and Technology*, v. 73, n. 10, p. 2332-2344, 2016. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.082>
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Alterada pelas resoluções CONAMA nº 393/2007, nº 397/2008, nº 410/2009 e nº 430/2011. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 34. 18 mar. 2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 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 Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 89-91. 10 fev. 2018.
- BRASIL. Resolução CONSEMA nº. 355/2017, de 19 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul, do Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA. Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul: Brasília, DF, 2017.

- FRADE, V.M.F.; DIAS, M.; TEIXEIRA, A.C.S.C.; PALMA, M.S.A. Environmental contamination by fluoroquinolones. *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 50, n. 1, p. 41-54, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1984-82502011000100004>
- GERBERA, M.D.; VARELA, A.S.; VARELA JUNIOR, A.S.; CALDAS, J.S.; CORCINI, C.D.; LUCIA JUNIOR, T.; CORRÊA, L.B.; CORRÊA, E.K. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using sperm quality of zebrafish as bioindicator. *Ecological Indicators*, v. 61, p. 214-218, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.016>
- GERBER, M.D.; LUCIA JÚNIOR, T.; CORREA, L.; PEREIRA NETO, J.E.; CORREA, É.K. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. *Science of the Total Environment*, v. 592, p. 86-90, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.075>
- GERBER, M.D.; ARSAND, D.R.; LUCIA, T.; CORREA JUNIOR, É.K. Phytotoxicity evaluation of wastewater from rice parboiling. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 101, n. 5, p. 678-683, 2018. <https://doi.org/10.1007/s00128-018-2455-9>
- GRABICOVA, K.; LINDBERG, R.H.; OSTMAN, M.; GRABIC, R.; RANDAK, T.; LARSSON, D.G.; FICK, J. Tissue-specific bioconcentration of antidepressants in fish exposed to effluent from a municipal sewage treatment plant. *Science of the Total Environment*, v. 488, p. 46-50, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.052>
- GRIPPA, G.A.; MOROZESK, M.; NATI, N.; MATSUMOTO, S.T. Estudo genotóxico do surfactante Tween 80 em *Allium cepa*. *Revista Brasileira de Toxicologia*, v. 23, n. 1-2, p. 11-16, 2010.
- GUEVARA, M.D.F.; MELLO, A.G.; CORRÊA, É.K.; GUEDES, H.A.S.; CORRÊA, L.B.; NAZARI, M.T. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. *Revista DAE*, v. 67, n. 216, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.014>
- HUANG, G.Y.; LIU, Y.S.; CHEN, X.W.; LIANG, Y.Q.; LIU, S.S.; YANG, Y.Y.; HU, L.X.; SHI, W.J.; TIAN, F.; ZHAO, J.L.; CHEN, J.; YING, G.G. Feminization and masculinization of western mosquitofish (*Gambusia affinis*) observed in rivers impacted by municipal wastewaters. *Scientific reports*, v. 6, n. 1, p. 1-11, 2016. <https://doi.org/10.1038/srep20884>
- JAUKOVIĆ, Z.D.; GRUJIĆ, S.D.; VASILJEVIĆ, T.M.; PETROVIĆ, S.D.; LAUSEVIĆ, M.D. Cardiovascular drugs in environmental waters and wastewaters: method optimization and real sample analysis. *Journal of AOAC International*, v. 97, n. 4, p. 1167-1174, 2014. <https://doi.org/10.5740/jaoacint.12.121>
- JELIC, A.; GROS, M.; GINEBRED, A.; CESPEDES-SÁNCHEZ, R.; VENTURA, F.; PETROVIC, M.; BARCELO, D. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water research*, v. 45, n. 3, p. 1165-1176, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.010>
- KOHATSUA, M.Y.; JESUS, T.A.; COELHO, L.H.G.; PEIXOTO, D.C.; POCCIA, G.T.; HUNTERD, C. Fitotoxicidade de água superficial da Região Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. *Acta Brasiliensis*, v. 2, n. 2, p. 58-62, 2018. <https://doi.org/10.22571/2526-433885>
- KÜMMERER, K. Presence, fate and risks of pharmaceuticals in the environment. *Green and Sustainable Medicinal Chemistry*, n. 6, p. 63-72, 2016. <https://doi.org/10.1039/9781782625940-00063>
- MACHADO, C.K.; PINTO, L.H.; DEL CIAMPO, L.F.; LORENZI, L.; CORREIA, C.H.; HÄDER, D.P.; ERZINGER, G.S. Potential environmental toxicity from hemodialysis effluent. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 102, p. 42-47, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.01.009>
- MANICKUM, T.; JOHN, W. Occurrence, fate and environmental risk assessment of endocrine disrupting compounds at the wastewater treatment works in Pietermaritzburg (South Africa). *Science of the Total Environment*, v. 468, p. 584-597, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.041>
- MARTINS, M.N.C.; SOUZA, V.V.; SOUZA, T.S. Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium cepa*. *Chemosphere*, v. 148, p. 481-486, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.071>
- MATEO, P.; LEGANÉS, F.; PERONA, E.; LOZA, V.; FERNÁNDEZ-PIÑAS, F. Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental analysis in aquatic ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 4, p. 909-948, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0903-y>
- MENDES, P.M.; BECKER, R.; CORRÊA, L.B.; BIANCHI, I.; DAI PRÁ, M.A.; LUCIA JÚNIOR, T.; CORRÊA, E.K. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. *Journal of environmental management*, v. 167, p. 156-159, 2016.
- MENDOZA, A.; RODRÍGUEZ-GIL, J.L.; GONZÁLEZ-ALONSO, S.; MASTROIANNI, N.; LÓPEZ DE ALDA, M.; BARCELÓ, D.; VALCÁRCEL, Y. Drugs of abuse and benzodiazepines in the Madrid Region (Central Spain): Seasonal variation in river waters, occurrence in tap water and potential environmental and human risk. *Environment International*, v. 70, p. 76-87, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.05.009>
- MORAIS, R.L.; GARCIA, L.F.; MORENO, E.K.G.; THOMAZ, D.V.; RODRIGUES, L.B.; BRITO, L.B.; LOBÓN, G.S.; OLIVEIRA, G.A.R.; RODRIGUES, M.F.; VAZ, B.G.; GIL, E.S. Electrochemical remediation of industrial pharmaceutical wastewater containing hormones in a pilot scale treatment system. *Eclética Química Journal*, v. 44, n. 1, p. 40-52, 2019. <https://doi.org/10.26850/1678-4618eqj.v44i1.2019.p40-52>
- PALLI, L.; SPINA, F.; VARESE, G.C.; VINCENZI, M.; ARAGNO, M.; ARCANGELI, G.; MUCCI, N.; SANTIANNI, D.; CAFFAZ, S.; GORI, R. Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants of Tuscany: An effect-based approach to evaluate the potential environmental impact. *International journal of hygiene and environmental health*, v. 222, n. 4, p. 717-725, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2019.05.006>
- PAZ, M.F. *Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos*. 84f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos da Faculdade de Agronomia), Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2017.
- PEDUTO, T.A.G.; JESUS, T.A.; KOHATSU, M.Y. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. *Revista Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação*, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019. <https://doi.org/10.18554/rbctiv4i2.3698>
- PÉREZ-ALVAREZ, I.; ISLAS-FLORES, H.; GÓMEZ-OLIVÁN, L.M.; BARCELÓ, D.; ALDA, M. L.; PÉREZ, S.S.; SÁNCHEZ-ACEVES, L.; SANJUAN-REYES, N.; GALAR-MARTÍNEZ, M. Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, v. 240, p. 330-341, 2018.
- PINCKNEY, J.L.; HAGENBUCH, I.M.; LONG, R.A.; LOVELL, C.R. Sublethal effects of the antibiotic tylosin on estuarine benthic microalgal communities.

Marine pollution bulletin, v. 68, n. 1-2, p. 8-12, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.006>

PIRATOBÁ, A.R.A.; RIBEIRO, H.M.C.; MORALES, G.P.; GONÇALVES, W.G. Characterization of water quality parameters in the port area of Barcarena, PA, Brazil. *Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1910>

RENO, U.; REGALDO, L.; VIDAL, E.; MARIANI, M.; CRISTINA ZALAZAR, C.; GAGNETEN, A.M. Water polluted with glyphosate formulations: effectiveness of a decontamination process using *Chlorella vulgaris* growing as bioindicator. *Journal of Applied Phycology*, v. 28, n. 4, p. 2279-2286, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10811-015-0755-6>

RINCÓN, S.; PANESSO, D.; DÍAZ, L.; CARVAJAL, L.P.; REYES, J.; MUNITA, J.M.; ARIAS, C.A. Resistencia a antibióticos de última línea en cocos Gram positivos: la era posterior a la vancomicina. *Biomedica: revista del Instituto Nacional de Salud*, v. 34, n. 01, p. 191, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0120-41572014000500022>

RIVETTI, C.; CLIMENT, E.; GÓMEZ-CANELA, C.; BARATA, C. Characterization of neurotransmitter profiles in *Daphnia magna* juveniles exposed to environmental concentrations of antidepressants and anxiolytic and antihypertensive drugs using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical and bioanalytical chemistry*, v. 411, n. 22, p. 5867-5876, 2019. <https://doi.org/10.1007/s00216-019-01968-y>

SIVULA, L.; VEHNÄINEN, E.R.; KARJALAINEN, A.K.; KUKKONEN, J.V.K. Toxicity of biomining effluents to *Daphnia magna*: Acute toxicity and transcriptomic biomarkers. *Chemosphere*, v. 210, p. 304-311, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.030>

THOMÉ, F.S.; Sesso, R.C.; Lopes, A.A.; Lugon, J.R.; Carmen Tzanno Martins, C.T. Brazilian chronic dialysis survey 2017. *Brazilian Journal of Nephrology*, v. 41, n. 2, p. 208-214, 2019. <https://doi.org/10.1590/2175-8239-JBN-2018-0178>

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource. Technology*, v. 65, n. 1-2, p. 43-49, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00024-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00024-8)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Ecological Effects Test Guidelines. OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth*. Washington: EPA, 2012.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 1996.

YADAV, J.; GUPTA, R.K.; KUMAR, D. Heavy metals toxicity on growth and reproduction of *Eisenia fetida*. *Research in Environment and Life Sciences*, v. 6, p. 565-568, 2017.

ZUCCONI, F. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, v. 22, n. 2, p. 54-57, 1981.

<https://doi.org/10.1590/S1413-415220200320erratum>

Errata

No artigo “Avaliação do potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente hemodialítico”, com número de DOI: 10.1590/S1413-415220200320, publicado no periódico *Eng Sanit Ambient.*, v. 27, n. 2, p. 269-277, na página 274, a figura 2 foi incluída:

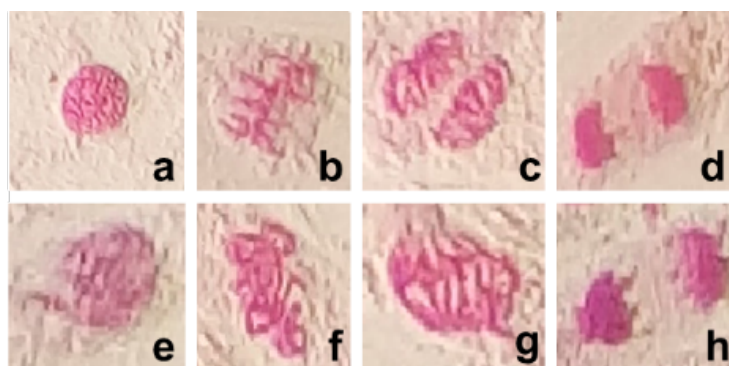


Figura 2 - Mitose de células de raízes de *Allium cepa* no controle, (a) prófase normal; (b) metáfase normal; (c) anáfase normal e (d) telófase normal. No efluente diluído, (e) prófase com cromossomo isolado; (f) C-metáfase; (g) anáfase com ponte anafásica e (h) telófase com cromossomo atrasado.