

InterfacEHS

Saúde, Meio Ambiente
e Sustentabilidade



EDITORIAL

Caro leitor,

A Revista InterfacEHS traz até você em sua segunda edição de 2019, sete artigos sobre temas variados dentro da área de meio ambiente e saúde, com resultados relevantes de pesquisas desenvolvidas em diversas instituições do país. Neste contexto, começamos a revista apresentando sobre Obtenção de um copo mais sustentável: preparação e caracterização de fibras naturais e de biocompósitos dos autores Emília Satoshi Miyamaru Seo, Nicolle Silva e Silva, Isabella Tereza Ferro Barbosa, Alessandro Augusto Rogick Athiê e Adriano Camargo de Luca. Em continuação, o artigo assinado pelos autores Silvia Ferreira Mac Dowell e Tauana Furck de Quadros Gonçalves sobre Governança da Água: aspectos territoriais do sistema de informações; seguidos sobre Ação antrópica em cursos d'água na região de Ribeirão Preto, SP: análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos dos autores Felipe Rodrigues dos Santos e Analu Egydio dos Santos; Aproveitamento do resíduo da borra de café em substituição à solução nutriente para cultivo de alface hidropônica dos autores Lívia Santos Dorigo e Alexandre Saron e Estudo da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO_2 dos autores Gabriel Ishimaru, Thauani de Almeida Santos e Emília Satoshi Miyamaru Seo.

Aduza, em tempo, a contribuição à área de saúde: utilização de agrotóxicos, consumo de alimentos com os agroquímicos e seus efeitos sobre o sistema endócrino dos autores Jessica Batista Gonçalves, Roberto de Melo Santos e Bianca Cestari Zychar e Mecanismos moleculares da síndrome da resposta inflamatória sistêmica em vigência da sepse dos autores Marcus Vinicius do Nascimento Oliveira e Bianca Cestari Zychar

Os autores, o comitê editorial e os pareceristas têm trabalhado intensamente para produzir uma revista com artigos que tratem de temas relevantes, onde o método científico seja explicitado e cujas análises e conclusões constituam contribuição relevante para a área de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade.

Deixo registrado agradecimento aos membros do Comitê Editorial, Alexandra Bulgarelli do Nascimento, João Paulo Correia Gomes e Sílvia Ferreira Mac Dowell.

Espero que a leitura dos artigos contribua para o enriquecimento de seu aprendizado.

Tenha uma ótima leitura!

Emília Satoshi Miyamaru Seo
Editora

Obtenção de um copo mais sustentável: preparação e caracterização de fibras naturais e de biocompósitos

Obtaining a more sustainable cup: preparation and characterization of natural fibers and biocomposites

E. S. M. Seo^{1,2}, N. S. da Silva¹, I. T. F. Barbosa^{1,3}; A. A. R. Athiê¹, A. C. de Luca¹

¹ Centro Universitário Senac – Grupo de Pesquisa em Sustentabilidade. Av. Eng. Eusébio Stevaux, 823 - Santo Amaro, São Paulo. CEP: 04696-000.

² Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – Centro de Ciência e Tecnologia de Materiais. Av. Prof. Lineu Prestes, 2242 - Butantã, São Paulo. CEP: 05508-000.

³ Universidade Presbiteriana Mackenzie. R. da Consolação, 930 - Consolação, São Paulo. CEP: 01302-000.

{emilia.smseo@sp.senac.br; esmiyseo@ipen.br}

Resumo. O presente artigo tem como objetivo contribuir apresentando tanto as características de fibras naturais de cana-de-açúcar e de coco verde, como avaliar à resistência à compressão dos biocompósitos. No processo de mercerização foram testadas as concentrações de hidróxido de sódio e na fabricação de copos de polietileno, foram adicionadas fibras com concentrações de 3%, 5% e 7% em massa. Na fabricação de copos por processo de injeção foram adicionadas fibras como reforço do polímero de alta densidade. As fibras naturais foram tratadas por processo de mercerização e caracterizadas por meio das técnicas de picnometria por gás hélio, fluorescência por raios X, análise termogravimétrica e microscopia eletrônica de varredura, evidenciado que o processo é adequado para obtenção de fibras sem a presença de celulose ou hemicelulose. Verificou-se que as fibras naturais com concentrações de 5% em massa apresentaram maiores resistência a tração.

Palavras chave: fibras de cana-de- açúcar, fibras de côco verde, compósito, mercerização.

Abstract. The present article aims to contribute by presenting both the characteristics of natural fibers of sugarcane and green coconut, and to evaluate the compressive strength of the biocomposites. In the mercerization process, the concentrations of sodium hydroxide were tested and in the manufacture of polyethylene cups, fibers with concentrations of 3%, 5% and 7% by mass were added. In the manufacture of glasses by injection process fibers were added as a reinforcement of the high density polymer. The natural fibers were treated by mercerization process and characterized by the techniques of helium gas picnometry, X - ray fluorescence, thermogravimetric analysis and scanning electron microscopy, evidencing that the process is suitable to obtain fibers without the presence of cellulose or hemicellulose. It was found that natural fibers with concentrations of 5% by mass presented higher tensile strength.

Key words: sugarcane fibers, green coconut fibers, composite, mercerization.

INTRODUÇÃO

A importância de soluções para os problemas ambientais faz cada vez mais parte da preocupação e interesse não só das pessoas, mas principalmente de setores industriais e agrícolas. Neste sentido, os resíduos gerados por meio de suas atividades têm imenso potencial de danos ambientais e se não houver união nas buscas por soluções e reduções dessas atividades, os problemas referentes ao meio ambiente se tornarão cada vez maiores.

Um dos segmentos mais importantes da economia brasileira é a agroindústria, tanto no desempenho exportar do Brasil como no abastecimento interno. Normalmente situadas próximas a centros urbanos, as agroindústrias produzem consideráveis quantidades de resíduos líquidos e sólidos, desde as primeiras etapas dos processos de produção, como extração de matéria-prima, até a finalização do ciclo. Estes resíduos são estocados próximos às próprias áreas de produção, sem nenhum destino final definido, o que pode causar problemas ambientais e sanitários ou são dispostos em aterros sanitários, o que reduz a sua vida útil (LEUCENA, CHERNICHARO, 2005).

Para o Straus e Menezes (1993), o aumento da produção de resíduos pode ser mitigado fazendo a redução, reciclagem e reaproveitamento dos mesmos, tendo como objetivo a recuperação de energia e também de matéria.

Já os autores Gioffoni e Lange (2005), destacam que a reciclagem ou reutilização dos resíduos representam alternativas capazes de contribuir para a utilização de matérias-primas alternativas, preservação do meio ambiente e também diminuição de alguns custos dos setores industriais.

Assim sendo, governo, indústria, sociedade civil, institutos de pesquisa e áreas acadêmicas se deparam obrigados a buscarem juntos por soluções cada vez mais eficientes e eficazes para tornar melhor a relação entre o meio ambiente e os setores produtivo, devido à crescente preocupação com a escassez de recursos naturais, e faz-se necessária a introdução desta preocupação em diversos segmentos das cadeias produtivas. Neste contexto, Kiperstok (2000) reforça que além de abrir incontáveis oportunidades de negócios, o entendimento desta realidade passa a ser um fator de bastante competitivo entre empresas e países.

Investigações por novas tecnologias, melhorias de desempenhos sociais, econômicos, ambientais, técnicos e inovações para fabricação de novos materiais a partir de fibras naturais se tornaram frequentes nestas últimas décadas. E, dentre estes novos materiais, os compósitos poliméricos reforçados com fibras naturais, vem sendo o foco de estudo, desenvolvimento e interesse das indústrias (LEÃO, 1998, KIM e PAL, 2011). As fibras naturais vêm sendo bastante utilizadas devido ao baixo custo, baixa densidade, não abrasividade, não-toxicidade facilidade de modificação por agentes químicos, bem como o fato de ser gerada a partir de fontes renováveis (JOSEPH, MEDEIROS e CARVALHO, 1999).

A importância deste trabalho se justifica sobre a realização de estudos aprimorados quanto à reciclagem e descarte de bagaço de cana-de-açúcar e de coco verde, estudos sobre suas propriedades químicas, físicas, mecânicas, para contribuição no desenvolvimento de compósitos poliméricos para fabricação de um copo mais sustentável.

O Brasil possui recursos naturais em abundância devido à suas condições climáticas favoráveis e solo fértil e, portanto uma grande variedade de fibras naturais é produzida no país, tais como as provenientes da produção de banana, algodão, côco, sisal, cana-de-açúcar, piaçava, buriti, abacaxi, curauá, entre outras (ARAÚJO, 2009). De acordo com Fernandes (2008), as fibras lignocelulósicas têm sido estudadas pela característica de conferir reforço aos componentes, baixo custo e, geralmente ser provenientes de reaproveitamento. O comportamento mecânico das fibras lignocelulósicas é afetado por

diversos fatores: proporção de seus componentes (celulose, hemicelulose e lignina), diâmetro da fibra, orientação molecular (ângulo espiral entre fibrilas), proporção de regiões cristalinas e não-cristalinas, morfologia (porosidade e imperfeições), além das condições de plantio (RAZERA, 2006).

A celulose determina a propriedade mecânica da fibra natural, um polissacarídeo semicristalino que confere o caráter hidrofílico das fibras vegetais devido ao grupo hidroxila presente na sua estrutura, acarretando na baixa compatibilidade da fibra com a matriz polimérica hidrofóbica, além da tendência a formar agregados durante o processamento e uma baixa resistência à umidade reduzindo as propriedades mecânicas em geral, o grupo hidroxila é responsável pelo empacotamento cristalino e as propriedades físicas de celulose (SPINACE, 2009; TOMCZAK, 2010, ALAMRI e LOW, 2012).

Face as considerações apresentadas, o objetivo deste trabalho é contribuir apresentando tanto as características de fibras naturais de cana-de-açúcar e de coco verde, como avaliar à resistência à compressão e a tração dos copos fabricados a base de biocompósito, mistura de polietileno e fibra natural.

MATERIAIS E MÉTODOS

Materiais

Neste estudo foram utilizadas como matérias primas bagaço da cana-de-açúcar e de coco verde, conforme apresentadas na figura 1 (a, b).

A matriz foi o polietileno de alta densidade verde (PEAD 4950 SGF) fornecida pela empresa Braskem S/A (Brasil). Principais características da matriz a ser utilizada na presente pesquisa são apresentadas por Braskem (2013). O polímero é 100% feito a partir de etanol renovável da cana-de-açúcar.

Figura 1 – Matérias primas utilizadas no presente estudo: bagaço de cana-de-açúcar seco (a) e coco verde seco (b)



Preparação de fibras e particulados

Inicialmente, as matérias primas foram secas em estufa a ~ 60 °C e na sequência, o bagaço de cana-de-açúcar seco e o coco verde seco foram triturados em moinho de facas da marca RONE modelo RA 1553 (figura 2).

O bagaço de cana-de-açúcar e coco triturados foram submetidos a classificação granulométrica com uso de vibrador de peneiras por 20-30 minutos de peneiramento afim de obter fibras abaixo de 48 malhas Tyler.

Na sequência, as fibras de cana-de-açúcar e de coco foram submetidas ao processo de mercerização, utilizando o JarTest da marca Nova Ética, conforme apresentado na figura 3. O procedimento de mercerização foi desenvolvido para as três variações de concentração de NaOH (3%, 5% e 7% em massa).

Figura 2 – Triturador utilizado para moagem do bagaço de cana-de-açúcar e do coco verde



Attingido as condições otimizadas de extração da polpa, as fibras foram lavadas em água corrente e friccionadas em uma peneira para limpeza e remoção do excesso de polpa de bagaço de cana-de-açúcar e também de coco. Em seguida, as duas fibras, separadamente foram submetidas à solução de ácido acético 4 (% v.v.) sob agitação por 1 hora. Em seguida, as duas fibras foram novamente lavadas, separadamente, com água corrente; e por fim, após o processo de mercerização, foram levadas para secagem em estufa a 60 ± 2 °C durante 48 h e classificadas em fibras curtas e particulados.

Figura 3 – Jar Test utilizado no processo de mercerização: bagaço de cana-de-açúcar (a) e coco (b).



(A)

(B)

As fibras tratadas e secas foram caracterizadas quanto à densidade, composição química, estabilidade térmica e aspectos morfológicos, utilizando-se técnicas como picnometria por gás hélio, fluorescência por raios X (FRX), análise termogravimétrica (TGA) e microscopia de varredura eletrônica (MEV), respectivamente.

Após a caracterização e obtenção de fibras necessárias tanto as fibras curtas como particulados foram conduzidos ao processo de injeção. Na etapa de injeção, a matriz de polietileno verde de alta densidade foi misturada com diferentes concentrações de fibras, sendo 0%, 3%, 5% e 7% em massa, seja de coco ou de cana-de-açúcar. A matriz da injetora fabricada de alumínio foi para a obtenção de um copo. A mistura de fibra e polietileno foi levada a injetora a uma temperatura de aproximadamente 180° C. Os copos produzidos foram levados para ensaios de compressão e de tração (figura 4).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A determinação das densidades das fibras vegetais é apresetada na tabela I. As fibras de cana de açúcar e de coco, obtiveram resultados semelhantes, em torno de 1,6 g.cm⁻³, dentro dos parâmetros para fibras vegetais, ou seja, matéria prima de baixa densidade, como esperado.

Os resultados da composição química das fibras tratadas de cana-de-açúcar e de coco obtidos por FRX estão apresentados na figura 5 (a, b). Observa-se concentrações mássica de silício (48,55%) e cálcio (37,27%). As demais porcentagens mássicas pertencem à presença de ferro (6,16%), potássio (2,49%), alumínio (2,15%), fósforo (1,64%) e cobre (0,75%) nas fibras de cana-de-açúcar. Na composição química das fibras de coco foi evidenciada maior de óxidos de cálcio, ferro e silício, em menores quantidades, óxidos de magnésio, potássio, zinco, alumínio, fósforo e traços de óxidos de cobre, manganês, estrôncio e estanho elementar.

Figura 4 – Copos produzidos a base de bicomposto (polietileno + fibras naturais)



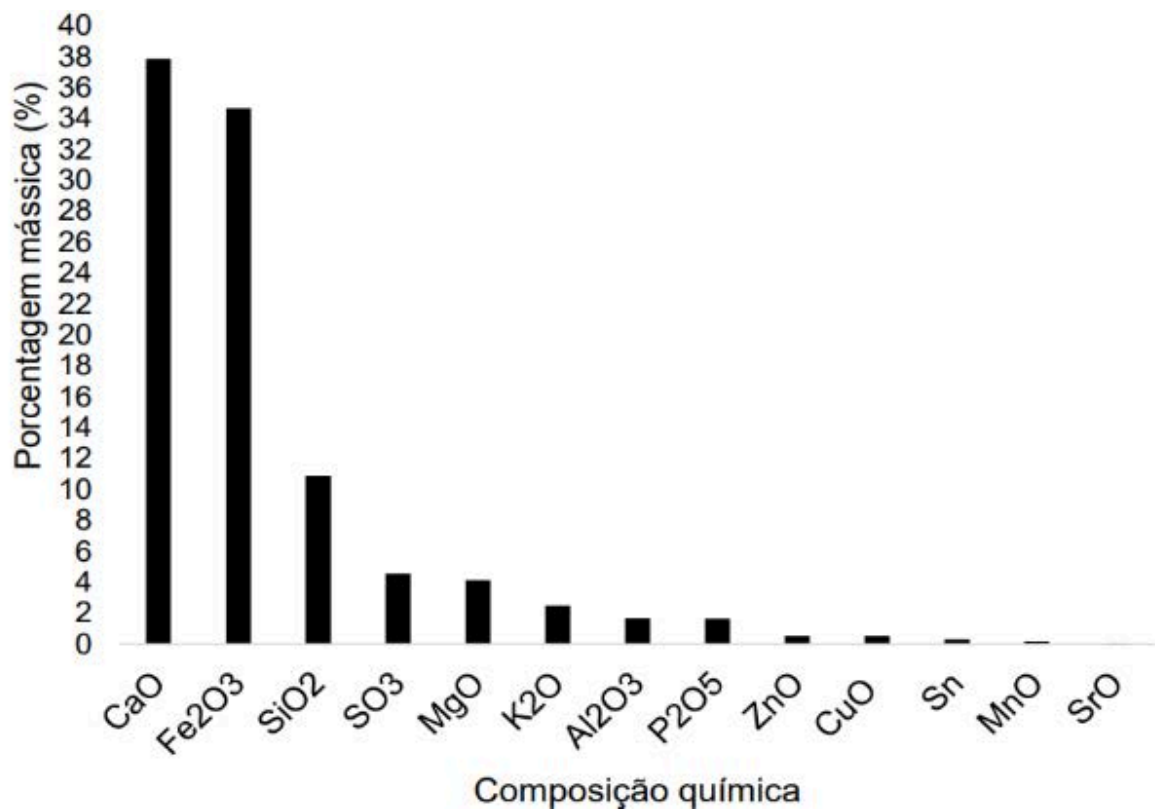
Tabela I – Densidades das fibras tratadas por mercerização.

Cana de açúcar (g cm ⁻³)	Coco (g cm ⁻³)
1,54 (± 0,001)	1,720 (± 0,008)

Figura 5 - Composição química por FRX da fibra de cana-de-açúcar (a) e de coco (b).



(A)



(B)

A partir das imagens obtidas pelo MEV, as fibras tratadas pelo processo de mercerização, apresentaram microestruturas típicas de fibras vegetais. São constituídas por microfibrilas, microcavidades superficiais, entrâncias e outras peculiaridade (MARINHO, 2012). Entretanto, nota-se que a cobertura da fibra mercerizada foi removida, expondo-a diretamente, como mostram as figuras 6 (a, b) com as de cana-de-açúcar e a figura 7 (a, b) com as de coco.

Figura 6 – Microscopia eletrônica de varredura das fibras de cana-de-açúcar tratadas por mercerização - 7% NaOH (a) e fibras de cana-de-açúcar secas (b).

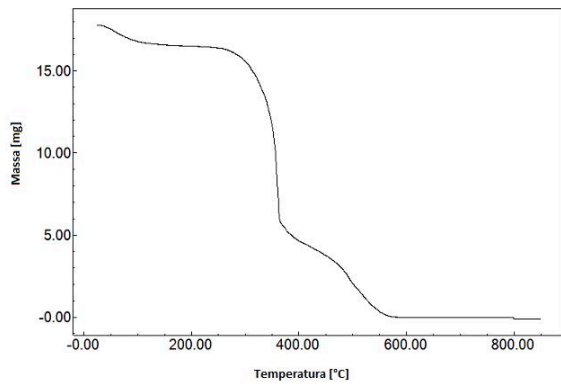


Figura 7 – Microscopia eletrônica de varredura das fibras de coco tratadas por mercerização - 7% NaOH (a) e fibras de coco secas (b).

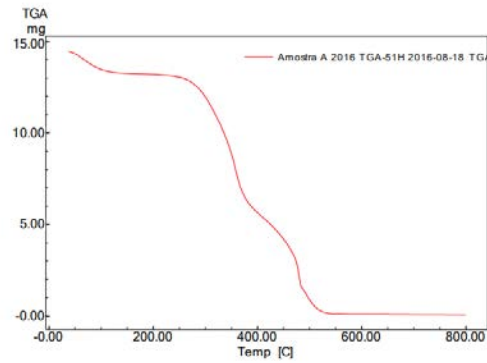


As curvas de termogravimetria apresentadas nas figuras 8 (a, b), mostram que as fibras estudadas possuem estabilidade térmica até aproximadamente 200°C, quando ocorre o início de termo oxidação, correspondente ao princípio da decomposição de hemiceluloses, seguida da celulose. Vale ressaltar que a perda de massa inicial, se refere à perda de substâncias voláteis e, majoritariamente, umidade contida nas amostras. Para as fibras de cana-de-açúcar, verificou-se que em torno de 350°C observa-se o início do processo de decomposição, envolvendo ligações de lignina, prosseguindo com o aumento de temperatura até ocorrer a perda de massa total de voláteis após a 500°C, estabilizando - a, (figura 8a). As fibras de coco foram analisadas por termogravimetria conforme os resultados apresentados na figura 8b. Entre 0°C a 100°C observa-se liberação de umidade, no intervalo entre 250° C a 400°C a decomposição de celulose e hemicelulose, entre 400°C e 550°C a degradação associada a lignina e a cima de 550°C a formação de cinzas, ocorrendo a estabilização do material.

Figura 7 – Microscopia eletrônica de varredura das fibras de coco tratadas por mercerização - 7% NaOH (a) e fibras de coco secas (b).



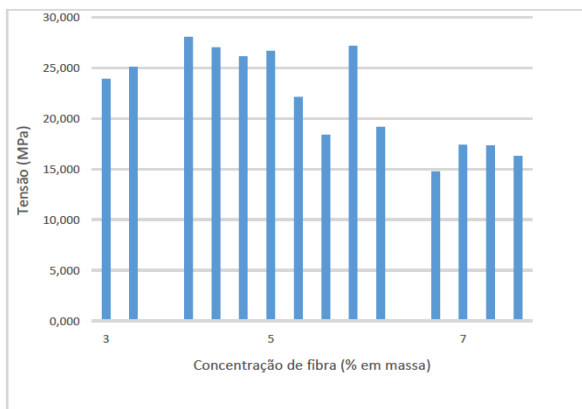
(A)



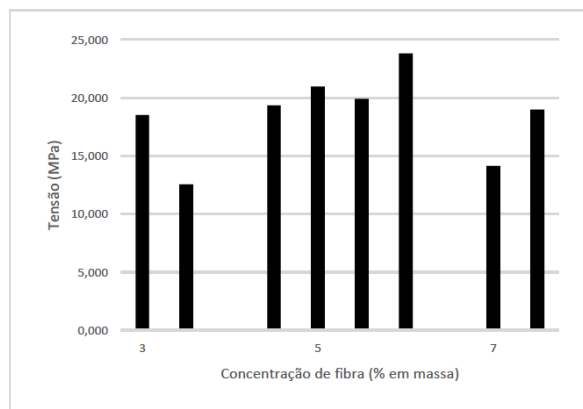
(B)

Nas figuras 9 (a, b) estão apresentados os resultados dos ensaios de tração, cujos mostram que as fibras de 5% em massa de concentração de fibra de cana-de-açúcar (9a) e de coco (9b) apresentaram maiores tensões a tração do biocompósito.

Figura 7 – Microscopia eletrônica de varredura das fibras de coco tratadas por mercerização - 7% NaOH (a) e fibras de coco secas (b).



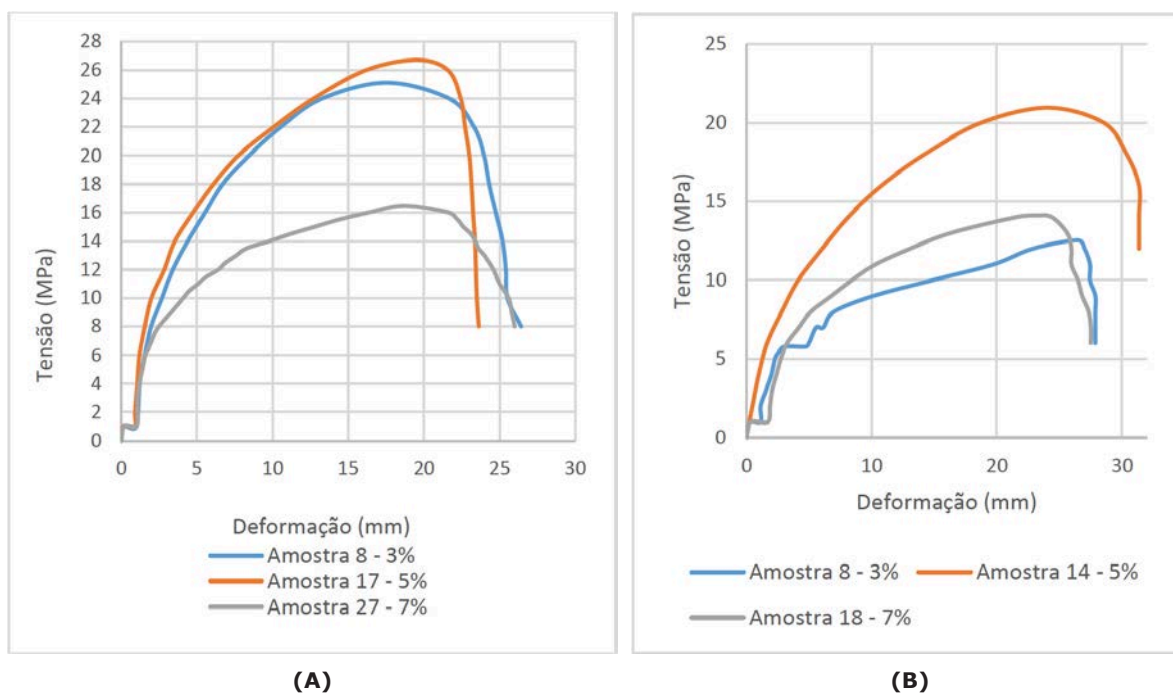
(A)



(B)

As Figuras 10 (a, b) mostram as curvas de tensão e deformação, evidenciando que o limite máximo de tensão é em média 24,5 Mpa para com concentrações de 3% e 5% em massa.

Figura 10 – Ensaio de tração para copos com fibras de cana-de-açúcar (a) e para copos com fibras de coco (b)



A partir dos resultados dos ensaios de tração, realizaram-se ensaios de compressão em copos contendo concentrações de 3% e 5% de fibras de cana-de-açúcar e de coco (tabela II).

Tabela II – Resultados dos ensaios de compressão

Fibras	Carga máxima (Kgf)	
	3 % em massa	5 % em massa
Cana-de-açúcar	781,200±82,116	792,625±73,873
Coco	925,000±12,832	670,000±00,000

Os copos com concentração de 5% em massa de fibras de cana-de-açúcar apresentaram maiores resistência à ruptura enquanto que para os copos de fibras de coco foram para concentrações de 3% em massa.

CONCLUSÃO

Foi avaliada a técnica de mercerização, obtendo-se um resultado efetivo, pois de acordo com as imagens de MEV, observou-se que a cobertura da fibra tratada foi removida, obtendo-se as fibras isenta de lignina, celulose e hemicelulose. As fibras tratadas com 7% de NaOH, apresentam mais soltas e com condições favoráveis para aderência ao polímero, conseqüentemente adequadas para o processo de moldagem por injeção. Os copos obtidos por este processo apresentaram maiores tensões para ambas as fibras estudadas com concentração de 5% em massa e nesta concentração os copos que apresentaram maiores resistência à ruptura foram para as fibras de cana-de-açúcar.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a bolsa concedida à aluna de IC, Nicolle; e, as análises realizadas pelo SENAI Suíço-Brasileira, SENAC e IPEN.

REFERÊNCIAS

ALAMRI H.; LOW I.M. Mechanical properties and water absorption behavior of recycled cellulose fibre reinforced epoxy composites, *Poly. Test.*, 2012, vol.31, issue 5, pages 620-628.

ARAÚJO, J. R. **Compósitos de Polietileno de Alta Densidade reforçados com fibra de curauá obtidos por extrusão e injeção**. 2009. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Estadual de Campinas Instituto de Química, Campinas, 2009.

BRASKEM. Folha de dados Braskem I'm Greentm Polietileno de Alta Densidade SGF450, 2013, rev.06

FERNANDES T.F. **Preparação e caracterização de novos materiais compósitos baseados em fibras de celulose**. 2005. Trabalho de Conclusão de Curso (Mestre em Materiais Derivados de Recursos Renováveis) – Universidade de Aveiro, Aveiro, 2008.

GIOFFONI, P.O, LANGE, L.C., **A utilização de borra de fosfato como matéria-prima alternativa para a fabricação de tijolos**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, vol.10, nº2, p. 128-136, 2005.

JOSEPH, K., MEDEIROS, E.S., CARVALHO, L.H., **Compósitos de Matriz Poliéster Reforçados por Fibras Curtas de Sisal**, *Polímeros: Ciência e Tecnologia* – Out/Dez, 1999, v9 n4, 136-141p.

KIM J.K., PAL K., **Recent Advances in the Processing of Wood-Plastic Composites**. 1a ed., Berlin; Springer, 2011.

KIPERSTOK, A. Tendências ambientais do setor automotivo: prevenção da poluição e oportunidades de negócio, **Revista NEXOS**, do Curso de Mestrado em Economia da UFBA, 2000.

LEÃO A., O aproveitamento industrial de resíduos, **Revista Pesquisa Fapesp**, 1998, ed.33, Disponível em: <<http://www.revistapesquisa.fapesp.br/extras/imprimir.php?id=436&bid=1>> Acesso em 12 de junho de 2016.

LEUCENA, M.V., CHERNICHARO.C.A.L., **Avaliação experimental da compostagem de RSU submetidos a etapa prévia de tratamento anaeróbico**. In: 23º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA. Campo Grande/MS, p.09, 2005

MARINHO RAZERA, I.A.T. **Fibras lignocelulósicas como agente de reforço de compósitos de matriz fenólica e lignofenólica**. 2006. Tese (Doutorado em Ciências Físico-Química) – Instituto de Química de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2006.

SPINACE M.A.S.; LAMBERT C.S.; FERMOSELLI K.K.G.; DE PAOLI M.A. Characterization of lignocellulosic curaua fibres, **Carb. Poly.**, 2009, vol.77, page 47-53.

STRAUS, E.L.; MENEZES, L.V.T. **Minimização de resíduos**. In: 17 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Anais, p. 212-225, 1993.

TOMCZAK, F. **Estudos sobre a estrutura e propriedades de fibras de coco e curauá do Brasil**. 2010. 150p. Tese (Doutorado) – Engenharia e Ciência dos Materiais, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais – PIPE - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná. Paraná, 2010.

Governança da Água: aspectos territoriais do sistema de informações na macrometrópole paulista

Silvia Ferreira Mac Dowell¹
Tauana Furck de Quadros Gonçalves

Resumo:

Este artigo apresenta os aspectos da governança da água, focalizando especificamente a dimensão territorial. Esta condiciona o sistema de informações sobre os recursos hídricos, estruturado por bacias hidrográficas. O sistema dá base para o processo decisório sobre a água, fundamental em situações de crise da água, como em períodos recentes. No entanto, a espacialização por bacias hidrográficas não é suficiente para processos decisórios das Regiões Metropolitanas, incluindo a Macrometrópole paulista, o que pode gerar lacunas de informações.

Palavras chave: governança da água, sistema de informações

Abstract:

This article brings some aspects about water governance, focusing the territorial dimension which is a important drive to the water information system, structured on water basins. This systems has a important role in decision-making process on water, even more crucial in water supply crises. However, the spacial framework on water basis is not enough for metropolitan regions decision-making process, what can exposes lack of information.

Key words: water governance, system of information

¹ Este artigo se insere na linha de pesquisa Ferramentas de Gestão para Sustentabilidade, do Centro Universitário Senac, tendo como uma de suas bases centrais de dados o desenvolvimento do projeto de IC "Impactos da Governança na Gestão de Recursos Hídricos na Macrometrópole Paulista", da aluna Tauana Furck de Quadros Gonçalves, orientado pela autora- Profa Silvia Mac Dowell, em 2017. E para a confecção dos mapas georreferenciados foi fundamental a participação do Prof Benjamim Capellari do curso da Engenharia Ambiental e Sanitária.

1. INTRODUÇÃO

A crise hídrica em São Paulo, explicitada entre 2014 e 2016, evidenciou que os problemas ambientais estão relacionados também à forma como o Governo planeja, gerencia, monitora e decide sobre os recursos naturais. Este conjunto será tratado aqui como “Governança das águas”, partindo do conceito de Santos, em que Governança “refere-se ao modus operandi das políticas governamentais – que inclui, dentre outras, questões ligadas ao formato político-institucional do processo decisório, à definição do mix apropriado de financiamento de políticas e ao alcance geral dos programas” (SANTOS, 1997 apud GONÇALVES, s.d.).

E essa governança abrange várias facetas, desde a estrutura do sistema de informações, passado pelas instâncias decisórias, até a transparência e prestação de contas à população. Um dos aspectos inerentes à gestão de recursos hídricos é a dimensão territorial baseada em bacias hidrográficas, em que o processo decisório é centrado nos Comitês de Bacia. Nada mais “natural” em termos do recurso água. No entanto, a dimensão territorial administrativa dos municípios raramente segue os divisores de água e as fronteiras de bacias. E a complexidade aumenta ao se considerar a divisão administrativa das Regiões Metropolitanas, que estão se constituindo como nova esfera de governança estadual. E as fronteiras das Regiões Metropolitanas não seguem exatamente as fronteiras das bacias hidrográficas em que se encontram.

Nesse sentido, frente a uma crise hídrica, como o colegiado de municípios de uma determinada Região Metropolitana pode planejar, gerenciar, monitorar e decidir sobre a água de sua região se ela se assenta sobre mais de uma bacia? E como pode se dar a relação de governança entre esse colegiado e os comitês de bacia?

Este artigo não tem a pretensão de responder a essas questões, mas sim de levantar mais uma problemática de governança sobre essa situação: a forma como estão dispostas as informações sobre recursos hídricos (na lógica de bacia) traz “gaps” de dados para a gestão de regiões metropolitanas. Para isso, este artigo inicia com um painel sobre a crise hídrica e a situação da macrometrópole paulista, apresenta conceitos e aspectos da governança da água no Brasil (e em especial em São Paulo), com seus diferentes atores institucionais e depois apresenta os levantamentos de um projeto de IC da aluna Tauana Furck de Quadros Gonçalves, orientado pela autora, que mostram os problemas do sistema de informações, terminando com uma discussão sobre governança de recursos hídricos.

1. A CRISE HÍDRICA E A MACROMETRÓPOLE PAULISTA

A região escolhida para este estudo foi a Macrometrópole Paulista (MMP), considerada como um dos maiores aglomerados urbanos do Hemisfério Sul. Ela é formada pelo conjunto territorial da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), além das RMs da Baixada Santista, de Campinas, de Sorocaba e do Vale do Paraíba e Litoral Norte, as Aglomerações Urbanas de Jundiaí e de Piracicaba e a Unidade Regional Bragantina. Este bloco territorial é tema de diversos estudos de planejamento público do DAEE (2013), bem como da Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano SA – EMPLASA (2014), além de ser considerado em diversos estudos sobre dinâmicas metropolitanas (CASTRO e SANTOS JUNIOR, 2017; LIONEL, ZIONI E MOMM, 2019; JACOBI, CIBIM e LEÃO, 2015; TAGNIN, 2015; entre outros). E sua escolha deve-se ao cenário da crise hídrica sofrida com grande impacto nesta região entre 2014 e 2015.

Como ponto de partida, deve-se considerar que a redução do nível das represas não foi repentina, e sequer foi a primeira crise hídrica que atingiu a macrometrópole paulista e, em especial, a região metropolitana de São Paulo. Levantamento² feito durante o período recente apontou que, apesar de extenso período com poucas chuvas entre 2014 e 2015,

² <https://epoca.globo.com/colunas-e-blogs/blog-do-planeta/noticia/2015/04/ja-tivemos-45-veroes-mais-secos-do-que-o-deste-ano-em-sao-paulo.html>

o verão de 2015 foi somente o 46º mais seco desde 1943, e o de 2014, o 15º da lista.

No entanto, cabe retomar que a crise hídrica ganha relevância principalmente desde a década de 1970, conforme MEYER, GROSTEIN e BIDERMAN (2004) explicam:

“As características que vem assumindo o avanço da urbanização nas bacias hidrográficas dos principais sistemas produtores de água da região metropolitana colocam em risco os seus mananciais, que deveriam permanecer protegidos de ocupação predatória. A região, considerada de baixa disponibilidade hídrica, comporta uma das maiores aglomerações urbanas do país e depende atualmente da importação de 50% da água que consome de outras bacias. A necessidade crescente de recorrer à estratégia de buscar a água em outras bacias hidrográficas para abastecer a região metropolitana pode ser avaliada se lembrarmos que até a década de 1970 a metrópole era abastecida apenas pelos recursos contidos em sua própria Bacia; na década de 1980 a reversão era da ordem de 13m³/s e hoje já é preciso importar de outras bacias 50% da água consumida na metrópole”. MEYER, GROSTEIN e BIDERMAN (pág3, 2004)

O estudo supracitado segue em consonância com fala do Secretário Especial do Meio Ambiente do governo federal em 1977, Paulo Nogueira Neto, que àquela época afirmou que “talvez, antes do final do século, São Paulo terá que se abastecer com água transportada do vale do Ribeira” (Tuffani, 2014). O mesmo autor afirma que, “para agravar ainda mais esse quadro, o governo de São Paulo não realizou as obras do sistema de produção São Lourenço (SPSL) para a entrada em operação a partir de 2015, prevista desde a década passada”.

Dentre os alertas elaborados quanto a um possível colapso do sistema, o IGAM - Instituto Mineiro de Gestão de Águas (2003) apontou para a necessidade de novas estratégias para a gestão das águas com o objetivo de aumentar a oferta hídrica. Naquele período, o volume útil de armazenamento do sistema chegou a apenas 1% no mês de novembro.

Paralelo a isso, em 2004, quando da renovação da outorga do Sistema Cantareira, o DAEE entregou à Sabesp relatório apontando a necessidade de reduzir a dependência do Sistema Cantareira e incumbindo a Sabesp de realizar estudos e projetos que viabilizassem a redução de sua dependência do Sistema Cantareira. Ademais, instituiu que a Sabesp deveria “manter programas permanentes de controle de perdas, uso racional da água, combate ao desperdício e incentivo ao reuso de água, apresentando, anualmente, relatórios ao DAEE e à ANA que disponibilizarão os dados ao Comitê das Bacias Hidrográficas do Alto Tietê e dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí” (DAEE, 2004).

Já em 2007, atendendo tardiamente ao relatório do DAEE, foi elaborado pelo Governo do Estado de São Paulo o “Plano Diretor de Recursos Hídricos para a Macrometrópole Paulista”, tendo como diretrizes a transferência de água de outros mananciais para a bacia do Cantareira e a construção de novos reservatórios direcionados para períodos de estiagem. Tendo em vista a morosidade para providenciar as obras necessárias à segurança hídrica da população, em novembro de 2013 o Ministério Público Estadual questionou a Sabesp quanto às providências previstas no Plano Diretor de 2007. Nota-se que a possibilidade de séria crise hídrica foi prevista alguns anos antes.

Ocorre que, a despeito dos alertas, não houve grandes providências práticas e a região metropolitana manteve a dependência do Sistema Cantareira. Somado a isso, no final de 2013 houve uma estiagem atípica e “os índices pluviométricos não foram suficientes para repor a água consumida diariamente no Sistema Cantareira” (MARTINS, 2014).

Com a queda constante no nível dos reservatórios, em fevereiro de 2014 a ARSESP iniciou programa para conter do consumo, com redução de tarifas de água e esgoto para quem

consumisse menos água. Esse programa foi acompanhado de multa anunciada pelo Governador Geraldo Alckmin para usuários que aumentassem o consumo de água em até 30% do valor da conta.

Devido a pressões da mídia, do Ministério Público e da insatisfação da população somente em janeiro de 2015, o governo paulista admitiu que estava fazendo o racionamento da água³.

2 GOVERNANÇA DA ÁGUA

O primeiro marco de política governamental em relação aos recursos hídricos foi o Código de águas, de 1934. No entanto, apesar da sua importância em regulamentar a propriedade, o acesso e o uso da água, o seu enfoque baseia-se em uma concepção econômica, de proteção a um recurso essencial ao desenvolvimento econômico (daí a necessidade e a justificativa de implementar instrumentos como a "outorga"). A concepção "ambiental" da água, como recurso fundamental para o desenvolvimento sustentável e a preocupação com uma gestão integrada se inicia somente nos anos 1970 e 1980. Após a participação na Conferência da ONU de Estocolmo (1972), temática ambiental começa a se institucionalizar no Brasil com a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (Sema), ato que não teve impacto na elaboração de políticas públicas da área. Em um amadurecimento da compreensão do assunto, já na década de 1980 a Lei nº 6.938/1981 instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama). Algumas temáticas como melhor uso do solo e do subsolo, da água, do ar, obrigação de recuperar ou indenizar danos causados e outras foram instituídas então.

No entanto, somente em 1997, com a Lei nº 9.433, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos, que em seu artigo 1º expõe alguns fundamentos, tais como a água como bem público, recurso natural limitado dotado de valor econômico e outros. Destaca-se o inciso III deste mesmo artigo:

"III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais". (BRASIL, 1997)

Esta nova política foi precedida pelo caso paulista, com a edição da Política Estadual de Recursos Hídricos, em 1991, mas seus princípios já estavam colocados na CF/1988.

Em seu artigo 21, a Constituição Federal afirma que é competência da União, entre outros, "instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de seu uso". É essa a ementa da já citada Lei nº 9.433. As competências relacionadas aos entes federativos são mais explicitamente dispostas na tabela 1.

³ https://brasil.elpais.com/brasil/2015/01/14/politica/1421252195_864485.html

Tabela 1 - Repartição de competências entre os entes federativos

Ente	Competência
União	Gerencia a Política Nacional e o Plano Nacional de Recursos Hídricos
	Fiscaliza e regula a gestão hídrica no país, junto ao Ministério do Meio Ambiente e a Agência Nacional de Águas
	Conselho Nacional de Recursos Hídricos regulamente política com a participação do governo federal, estados, setores e usuários da sociedade civil
Estados	Responsável pela gestão das águas sob o seu domínio
	Elabora legislação específica para sua área
	Responsável por decretar medidas de controle do consumo da água, tais como racionamento, taxas, multas e benefícios, na medida de suas competências estabelecidas em lei
	Organiza o Conselho Estadual de Recursos Hídricos e garante o funcionamento dos comitês de bacia em sua competência
Município	Possuem assentos nos Comitês de Bacias Hidrográficas no intuito de promover a articulação intersetorial e federativa
	Concedem a água do território para a concessionária do serviço, no entanto não tem capacidade decisória (governança) quanto às políticas locais

Adaptada de Aith e Rothbarth (2015)

Apesar da presença explícita dos Municípios e dos Estados, não há menção à possibilidade de consideração das Regiões Metropolitanas e das Aglomerações Urbanas nesse desenho institucional.

Além dos entes federativos, também podem ser listados outros atores ligados aos entes, conforme tabela 2.

Tabela 2 - Atores e atribuições

Instituição	Competências
Agência Nacional das Águas - ANA	Agência reguladora autárquica responsável por disciplinar a implementação, operacionalização, controle e avaliação dos instrumentos de gestão criados pela Política Nacional de Recursos Hídricos através do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. É responsável por outorgar, por autorização, o direito de uso de recursos hídricos em corpos de água de domínio da União. Fiscalizar o cumprimento da outorga e elabora estudos técnicos
Comitês de Bacias Hidrográficas	Fóruns colegiados responsáveis por aprovar o Plano de Recursos Hídricos de cada Bacia; arbitrar conflitos pelo uso da água; estabelecer mecanismos e sugerir os valores da cobrança pelo uso da água na região colegiada
SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo	Empresa de economia mista com atribuição de prestar os serviços de saneamento básico no Estado de São Paulo, com vistas à sua universalização. É responsável pelo abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas
DAEE - Departamento de Águas e Energia Elétrica	Autarquia estadual que estuda o regime dos cursos de águas existentes no Estado, tendo em vista seu aproveitamento para diversos usos. Elaborar projetos e procede à construção das obras de aproveitamento, derivação ou regularização dos cursos de água.
CBH - Comitê de Bacia Hidrográfica	Órgãos colegiados com atribuições normativas, deliberativas e consultivas. Complete participar na definição das ações e programas; aprovar e acompanhar a execução do plano de bacias; arbitrar, em primeira instância administrativa, os conflitos relacionados aos recursos hídricos.
ARSESP - Agência Reguladora de Saneamento e Energia do Estado de São Paulo	Regula, controla e fiscaliza os serviços públicos de saneamento básico estaduais, inclusive em relação às tarifas e aos contratos de prestação de serviços de fornecimento de água e tratamento de esgotos

Adaptada de Aith e Rothbarth (2015) e MARTINS (2014)

Pelo exposto, fica evidenciada a relevância da atuação dos órgãos ligados ao governo estadual. Em caso de crise hídrica, como o ora analisado, cabe ao Estado decretar racionamento. Além disso, como principal acionista da SABESP, tem influência nas decisões de investimento da empresa.

Assim, a Gestão dos Recursos Hídricos é definida para ser planejada e gerenciada por bacias hidrográficas, tendo por base sistemas de informações das diversas Secretarias estaduais de Recursos hídricos, dos comitês de bacias e também da ANA- Agência nacional das águas. E por esse viés, será discutida a governança da água, considerando os levantamentos sobre o sistema de informações na macrometrópole paulista.

3 ANÁLISE DO SISTEMA DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS HÍDRICOS COM FOCO NA PRODUÇÃO HÍDRICA NA MACROMETRÓPOLE PAULISTA⁴

Este item analisa o sistema de informações de recursos hídricos no estado de São Paulo, com foco na produção hídrica, e com auxílio de dados georreferenciados, questionando como essas informações podem ou não subsidiar o processo de tomada de decisões (Governança) dos recursos hídricos na Macrometrópole paulista.

Como metodologia, foram sistematizadas as informações sobre as Regiões Metropolitanas e as Aglomerações Urbanas (e seus respectivos municípios), as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos - UGRHIs, as Bacias Hidrográficas e a situação de mananciais.

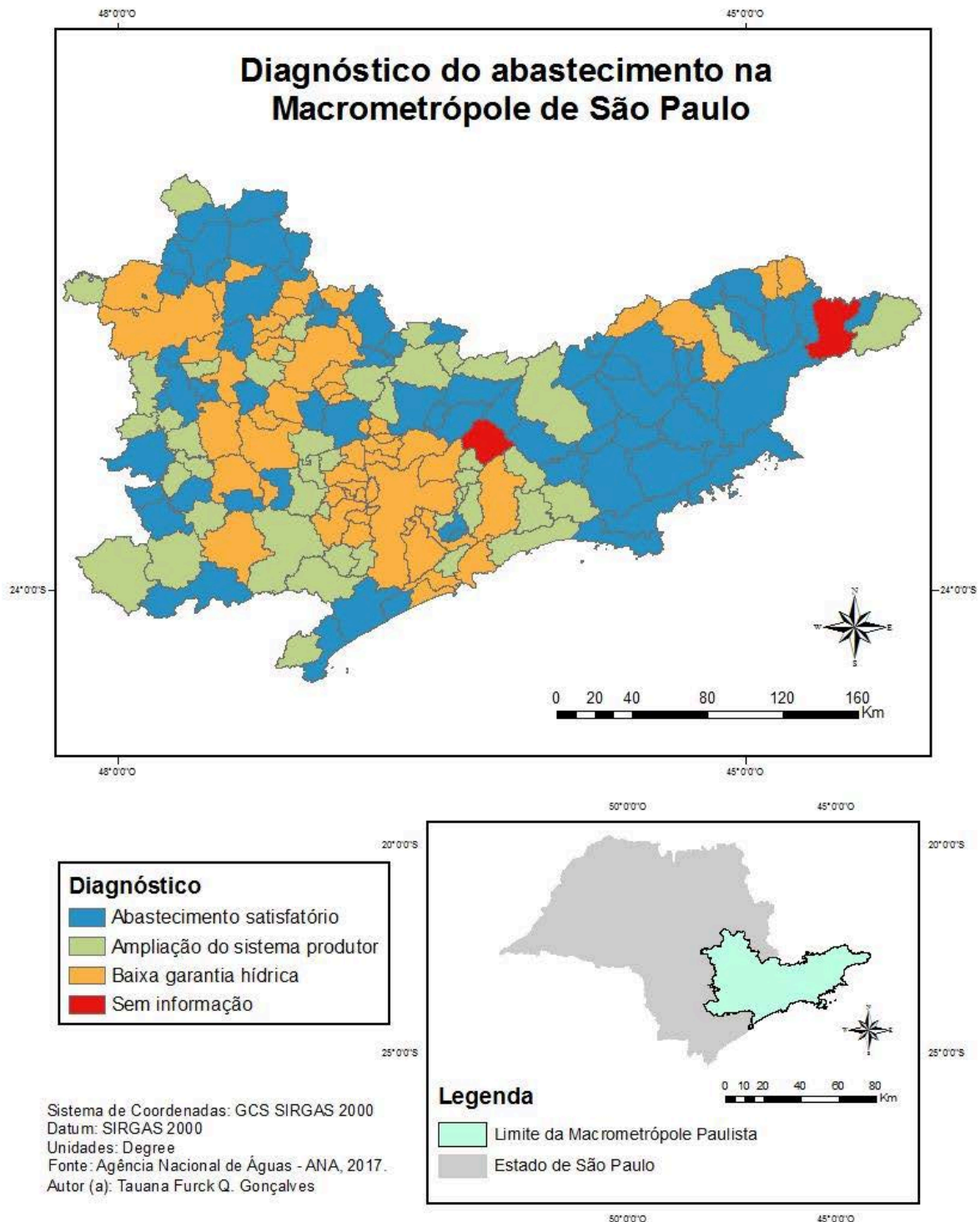
Cada uma das 8 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHIs que fazem parte da Macrometrópole Paulista, com seus respectivos municípios, o ano de cada um dos Planos de Bacia, a classificação dada pela Agência Nacional de Águas para cada uma das UGRHIs, o diagnóstico do sistema que abastece cada município, o Índice de Qualidade da Água para Fins de Abastecimento Público – IAP, e a operadora responsável pela distribuição. Em nos municípios da UGRHI 6 – Alto Tietê também há na tabela o nome dos sistemas e dos mananciais dos municípios.

Posteriormente foram feitas análises em diversas plataformas digitais para encontrar os dados necessários para as construções dos mapas de: Diagnóstico do abastecimento nos municípios da Macrometrópole de São Paulo, a Localização dos pontos de monitoramento de IAP nas UGRHIs da Macrometrópole, e as Bacias críticas.

Como resultado da pesquisa, foram elaborados os mapas que visam ilustrar alguns dos fatores que dificultam a governança dos recursos hídricos na Macrometrópole paulista. O mapa abaixo ilustra o diagnóstico de abastecimento dos 173 municípios que compõem as Regiões Metropolitanas e as Aglomerações Urbanas da Macrometrópole.

⁴ Este item teve por base o projeto de IC “Impactos da Governança na Gestão de Recursos Hídricos na Macrometrópole Paulista”, da aluna Tauana Furck de Quadros Gonçalves, orientado pela autora- Profa Silvia Mac Dowell, em 2017, no âmbito da linha de pesquisa Ferramentas de Gestão para Sustentabilidade, do Centro Universitário Senac. E para a confecção dos mapas georreferenciados foi fundamental a participação do Prof Benjamim Capellari do curso da Engenharia Ambiental e Sanitária.

Figura 1. Mapa dos diagnóstico de abastecimento dos municípios da Macrometrópole paulista

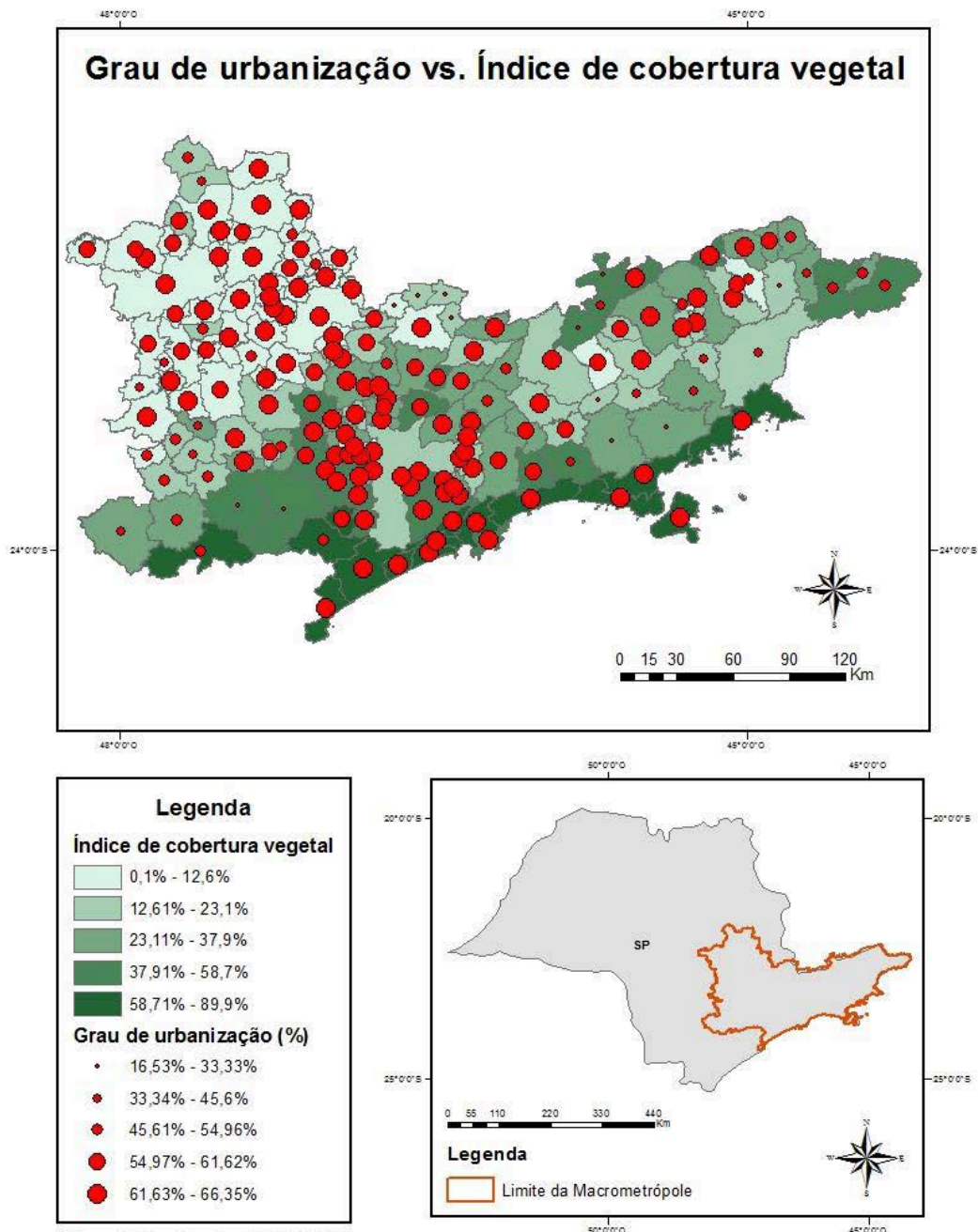


Fonte: Furck, 2017.

Na Figura 1 observa-se que, de acordo com dados da Agência Nacional de Águas – ANA (2017), os nível dos sistemas de abastecimento é baixo, ou seja, são insatisfatórios em relação a demanda e há necessidade de um novo manancial nos municípios da RMSP, em alguns dos municípios da RM de Campinas, da RM de Sorocaba e alguns do AU de

Piracicaba. O eixo São Paulo/Campinas/Sorocaba, já em 2009, abrigava os sete maiores municípios da Bacia, com populações superiores a 500 mil habitantes. Portanto, como citado anteriormente, esses são os locais da Macrometrópole onde encontram-se as maiores quantidades de habitantes. No mapa abaixo, Figura 2, também pode ser visto outra influência da urbanização na região citada.

Figura 2. Mapa comparativo entre o grau de urbanização e o índice de cobertura vegetal nos municípios da Macrometrópole paulista



Sistema de Coordenadas: SIRGAS 2000
 Datum: Sistema de Referência Geocêntrico para las Américas 2000
 Unidades: degree
 Fonte: Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais - INDE, 2017.
 Autor (a): Tauana Furck Q. Gonçalves

Fonte: Furck, 2017.

Nota-se que os locais onde há a maior quantidade de habitantes e onde a situação dos abastecimentos é considerada pelos órgãos agenciadores dos recursos hídricos como insatisfatórios, é também o local onde a cobertura vegetal é baixa, mostrando assim que o crescimento populacional, bem como o adensamento em determinadas áreas da região sudeste do Brasil, é o fator preponderante para o agravamento do estresse hídrico. Por conta disso, a região sudeste sofre com problemas advindos da degradação do meio ambiente que inevitavelmente, afetam os recursos naturais (MOREIRA, s.d.).

De acordo com a Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos - SSRH e a Coordenadoria de Recursos Hídricos - CRHi (2011), a poluição causada por esse grande adensamento populacional, que acontece desenfreadamente, só aumenta o problema de escassez de água por não ser possível dar conta da alta demanda. Por isso, a área metropolitana importa cerca de metade de seu abastecimento de água da área metropolitana de Campinas, prolongando o conflito.

E, segundo Tagnin (2015), nos últimos anos ocorreu uma profunda mudança no que diz respeito à proteção dos mananciais de São Paulo, e a situação geral das bacias de mananciais utilizadas para suprimento dos municípios da Macrometrópole é de ocupação crescente e intensa prejudicando o abastecimento. E a forma de ocupação desses espaços urbanos, que geralmente são consideradas regiões de alto risco, está diretamente ligada ao acesso da população local com a qualidade das águas distribuídas (FRACALANZA; JACOB; EÇA, 2013).

Este risco refere-se tanto à precarização das condições ambientais da população, quanto à sustentabilidade da produção hídrica.

Em relação às condições ambientais para a população, ocorrem deslocamentos ilegais de água que desfavorecem indiretamente a parte da população que já está sobre maiores riscos associados ao território de moradia e a quantidade e qualidade do abastecimento, gerando grandes conflitos (FRACALANZA; JACOB; EÇA, 2013). E em relação à sustentabilidade da produção hídrica, Tagnin (2015) aponta a depleção dos estoques hídricos, causada pelos desmatamentos, uso abusivo da água, entre outros fatores, que comprometem o ciclo hidrológico, que conseqüentemente reporiam esses estoques.

Visto isso, juntamente ao sistema que, segundo Alves (2016) e Campos e Fracalanza (2010), se tornou menos rígido permitindo que as competências pudessem ser mais flexíveis em uma extensão territorial muito grande com várias diversidades socioeconômicas, percebe-se que o impacto não é o desejado. Constitui-se assim um déficit entre as instâncias da gestão e da governança dos recursos hídricos, dificultando a integração das demandas coletivas.

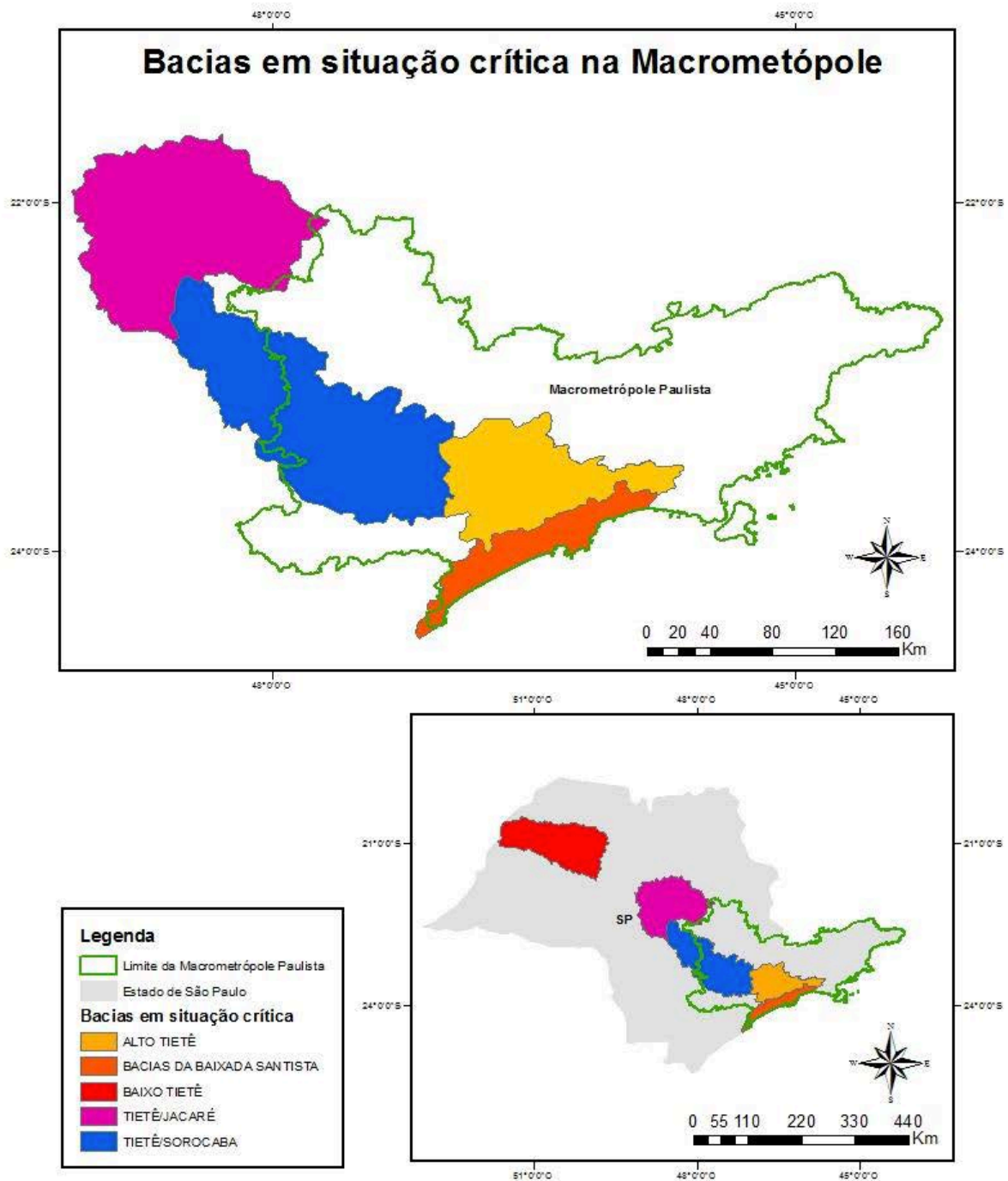
E ao interpretar o que apresenta a Constituição Federal de 1988, deve-se considerar a integração entre os interesses públicos, de quaisquer um dos níveis governamentais, para assim atribuí-los uma responsabilidade pela solução dos interesses gerais (ALVES, 2016).

Quando se diz respeito às Regiões Metropolitanas e às Aglomerações Urbanas que compõem a Macrometrópole Paulista, foco da discussão, há sim a necessidade de uma nova organização, pois percebe-se uma baixa integração e vê-se que as ações são realizadas de forma setorial (ALVES, 2016; COSTA; TSUKUMO, 2013).

Na Região Metropolitana de São Paulo especificamente, onde os mananciais são compartilhados com os municípios vizinhos, são verificadas situações piores onde há uma maior "criticidade quali-quantitativa" por haver uma maior demanda. Essa criticidade expõe menores níveis de quantidade e qualidade dos recursos hídricos de uma bacia para abastecimento.

O mapa abaixo foi elaborado a partir das informações da ANA que apontam e confirmam as bacias mais críticas do Estado e que, não coincidentemente, encontram-se na região da Macrometrópole paulista que apresenta maior demanda devido ao grande número de habitantes e a menor cobertura vegetal apresentadas anteriormente.

Figura 3. Mapa das bacias consideradas críticas



Sistema de Coordenadas: GCS South American 1969
 Datum: South American 1969
 Unidades: Degree
 Fonte: Agência Nacional de Águas - ANA
 Autor (a): Tauana Furck Q. Gonçalves

Fonte: Furck, 2017.

Tal criticidade citada foi agravada com a crise hídrica de 2014/2015 (SABESP, 2016).

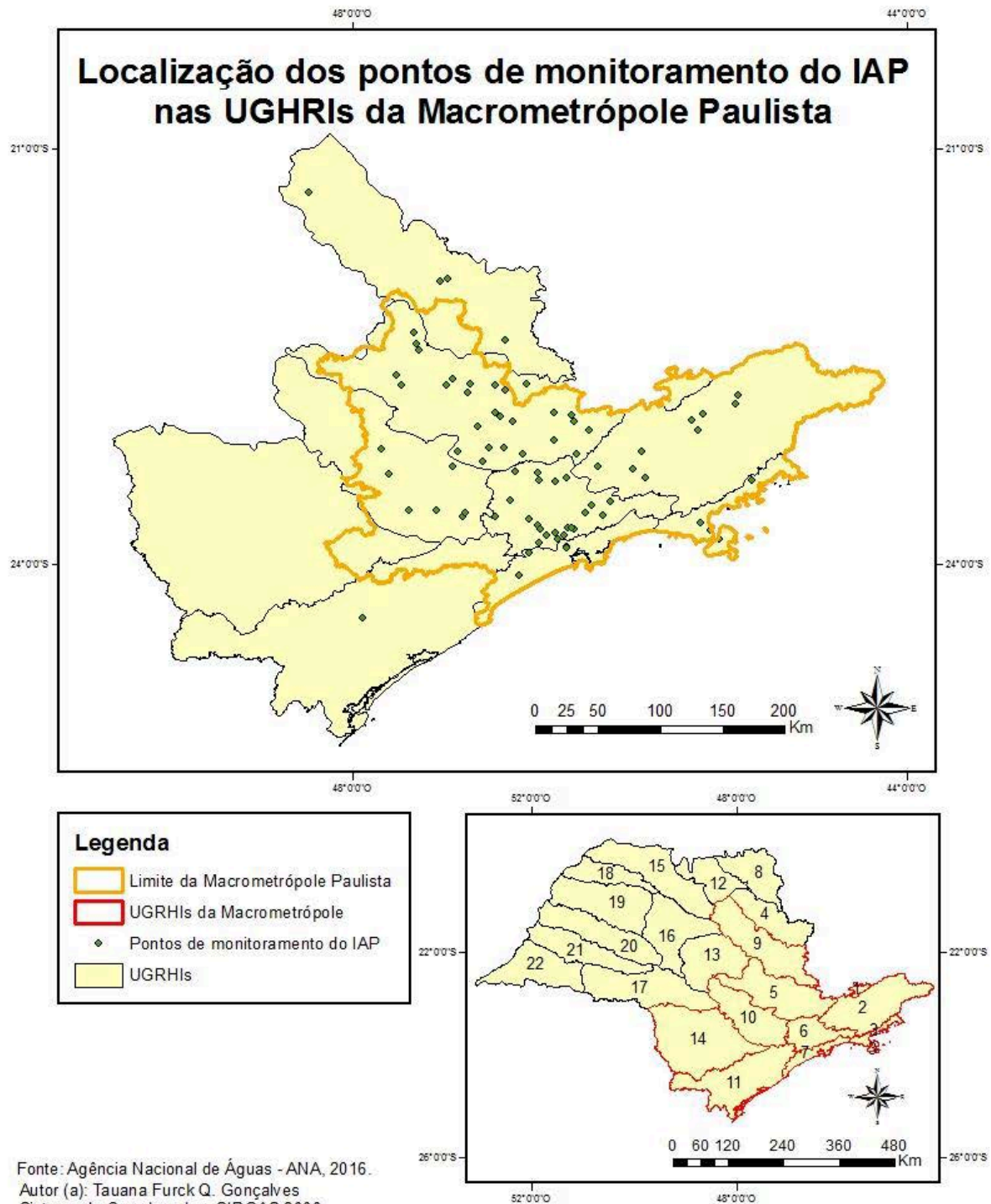
A criticidade dos recursos hídricos também evidencia os problemas na governança da água. E um aspecto que ainda não está solucionado é a falta de integração entre as informações por bacias hidrográficas e as Regiões Metropolitanas e Aglomerações Urbanas.

Considerando o caso da adoção de bacia hidrográfica como forma de uma política descentralizada, e como forma de nova organização, sendo ela a divisão do Estado de São Paulo em 22 Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos – UGRHs, onde as ações têm sido consolidadas como Planos de Bacia, que possuem caráter indicativo, sabe-se que os problemas ocorrem na implantação desses planos, por não poderem impor e estabelecer prioridades às agências públicas (CAMPOS; FRACALANZA, 2010). Além disso, foi verificado por meio de pesquisas que nem todas as UGRHs possuem seus planos atualizados, e que não há um modelo para a elaboração dos mesmos, dificultando mais ainda a uniformização desse sistema de informações dos recursos hídricos da Macrometrópole.

Os problemas na implantação também acontecem no caso dos Comitês de Bacia que tem suas propostas direcionadas ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos – CRH, por não possuírem poder executivo (CAMPOS; FRACALANZA, 2010).

E o mapa abaixo explicita a falta de integração entre as divisões de UGRHs/bacias e a divisão territorial da Macrometrópole, além de mostrar os pontos de monitoramento do Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público – IAP que, além das variáveis consideradas no Índice de Qualidade das Águas – IQA, são avaliadas as substâncias tóxicas e as variáveis que afetam a qualidade organoléptica da água, também chamado de Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas – ISTO (CETESB, 2016).

Figura 4. Mapa da localização dos pontos de monitoramento de IAP nas UGRHIs da Macrometrópole paulista



Fonte: Agência Nacional de Águas - ANA, 2016.
 Autor (a): Tauana Furck Q. Gonçalves
 Sistema de Coordenadas: SIRGAS 2000
 Datum: Sistema de Referencia Geocentrico para las AmericaS 2000
 Unidades: degree

Fonte: Furck, 2017.

Na Figura 4 percebe-se que as divisões das bacias hidrográficas/UGRHIs com os limites político-administrativos (delimitação da Macrometrópole) são totalmente irregulares.

Além disso nota-se que a posição dos pontos de IAP, que de acordo com a Cetesb (2016) “é calculado apenas nos pontos coincidentes com as captações utilizadas para abastecimento público ou em locais de transposição de águas para outros reservatórios que são utilizados para abastecimento”, parece estar “em falta” nas bacias que anteriormente (Figura 3), mostraram-se críticas.

E para complementar, ao longo desta pesquisa, foram encontrados outros problemas nos sistemas de informações, como: difícil busca de informações nos sites dos Comitês de Bacias e das Agências reguladoras (como a ANA – Agência Nacional de Águas); falta de dados específicos (como o shapefile) dos mananciais que compõe a Macrometrópole paulista e; a dificuldade incompatibilidade de informações em diferentes plataformas, principalmente por falta de atualização de algumas delas.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise do sistema de informações de recursos hídricos com foco na governança da produção hídrica da Macrometrópole paulista (a partir dos mapas elaborados pelo trabalho de Furck, 2017), permitiu demonstrar a falta de integração entre as divisões político-administrativas e as fronteiras das bacias hidrográficas/UGRHIs. A análise também mostrou algumas incompatibilidades de dados, como alguns dos Planos de Bacia e documentos desatualizados em plataformas digitais importantes, como é o caso do site da Agência Nacional de Águas – ANA.

Essa situação evidencia a existência de possíveis lacunas de informações para o processo decisório sobre a água. O desenho institucional para a governança da água, conforme as Políticas federal e estadual direcionam esse processo decisório aos comitês de bacia e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos focalizando cada Bacia ou UGRHI. Neles, os municípios também estão representados. No entanto a falta de integração entre as divisões de UGRHIs/bacias e a divisão territorial da Macrometrópole, não permite que os gestores municipais e regionais tenham uma dimensão efetiva dos seus problemas ambientais. No estudo, o exemplo mais destacado se refere aos pontos de monitoramento do Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público – IAP. Essa informação é fundamental para as decisões sobre produção hídrica e precisariam ser melhor apropriadas aos gestores locais.

Por fim, o estudo também mostra a necessidade de maior investigação e continuidade de pesquisa acerca de indicadores e sistemas de informações ambientais, a fim de que eles possam se tornar ferramentas efetivas na gestão das águas e demais recursos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITH, Fernando Mussa Abujamra; ROTHBARTH, Renata. O estatuto jurídico das águas no Brasil. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 29, n. 84, p. 163-177, ago. 2015. <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142015000200163&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 20 jun. 2018.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **A Evolução da Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil**. Brasília, 2002. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2002/AEvolucaoDaGestaoDosRecursosHidricosnoBrasil.pdf>>. Acesso em agosto de 2017.

ALVES, Alaôr Caffé. **Regiões Metropolitanas, Aglomerações Urbanas e Microrregiões: Novas Dimensões Constitucionais da Organização do Estado Brasileiro.** Revista Da Procuradoria Geral Do Estado De São Paulo – Ed. Especial. São Paulo – SP, 2016. Disponível em: <<http://www.pge.sp.gov.br/centrodeestudos/revistaspge/revista/tes1.htm>>. Acesso em outubro de 2017.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil.** 1988. Disponível em: <>. Acesso em: 20 jun. 2018.

BRASIL. **Lei 9.433 (Política Nacional de Recursos Hídricos)**, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm>. Acesso em: 20 jun. 2018.

CAMPOS, Valéria Nagy de Oliveira; FRACALANZA, Ana Paula. **Governança das águas no Brasil: Conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso.** Ambiente & Sociedade, v. XIII, n. 2. Campinas – SP, 2010. Acesso em outubro de 2017.

CASTRO, Henrique Rezende de; SANTOS JUNIOR, Wilson Ribeiro dos. A expansão da macrometrópole e a criação de novas RMs: um novo rumo para a metropolização institucional no estado de São Paulo? Cadernos Metrôpoles, v.19, n.40, 703-720, 2017.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo - 2015.** São Paulo, 2016.

COSTA, Marco Aurélio; TSUKUMO, Isadora Tami Lemos. **40 anos de regiões metropolitanas no Brasil organizadores.** Pg. 205-230. Brasília: Ipea, 2013. Acesso em outubro de 2017.

DAEE. Portaria nº 1213, de 06 de Agosto de 2004. Outorga do Sistema Cantareira à Sabesp. Disponível em: <<http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria-DAEE-1213-04.pdf>>. Acesso em: 12 nov. 2017.

DAEE. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos. Plano Diretor de Aproveitamento de Recursos Hídricos da MMP: sumário executivo. Governo do estado de São Paulo, 2013

EMPLASA – EMPRESA PAULISTA DE PLANEJAMENTO METROPOLITANO SA. Plano de Ação da Macrometrópole Paulista 2013-2040: apresentação. São Paulo: Emplasa, 2014a.

FRACALANZA, Ana Paula; JACOB, Amanda Martins; EÇA, Rodrigo Furtado. **Justiça Ambiental E Práticas De Governança Da Água: (Re)Introduzindo Questões De Igualdade Na Agenda.** Ambiente & Sociedade, v. XVI, n. 1. São Paulo – SP, 2013. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v16n1/a03v16n1.pdf>>. Acesso em outubro de 2017

GONCALVES, Alcindo. **O conceito de governança.** Disponível em: https://www.academia.edu/8743916/o_conceito_de_governan%C3%87A Acesso em 14 novembro de 2019

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão de Águas. Nota técnica DPMA/DGAC 01-2013. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/sigrh/ARQS/RELATORIO/CRH/CBHAT/1764/notatecnicadpma_dgac_igam01_2013-dezembro.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2018.

JACOBI, P. R., CIBIM, J., LEÃO, R. S. Crise hídrica na macrometrópole paulista e respostas da sociedade civil. Estudos avançados, 29(84), 27-42. 2015 . Disponível em: < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142015000200027. Acesso em 14 novembro de 2019

LEONEL, Ana Lia; ZIONI, Silvana e MOMM, Sandra Macrometrópolis paulista: apontamentos sobre uma nova unidade de planejamento in Anais XVIII ENANPUR 2019. Disponível em <http://anpur.org.br/xviiienganpur/anais>. Acesso em 14 novembro de 2019

MARTINS, Amanda. **Sistema Cantareira e a crise da água em São Paulo – a falta de transparência no acesso à informação**. São Paulo: Artigo 19, 2014. Disponível em: <<http://artigo19.org/blog/relatorio-sistema-cantareira-e-a-crise-da-agua-em-sao-paulo-a-falta-de-transparencia-no-acesso-a-informacao/>> Acesso em: 20 jun. 2018.

MEYER, Regina Maria Prosperi, GROSTEIN, Marta Dora e BIDERMAN, Ciro. **São Paulo Metrópole**. São Paulo: Edusp e Imprensa Oficial, 2004.

SABESP - COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de Sustentabilidade** – 2016. 2016. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/sociedade_meioamb/relatorio_sustentabilidade_2016.pdf>. Acesso em agosto de 2017.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos - SSRH; Coordenadoria de Recursos Hídricos - CRHi. **Relatório de Situação dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2011. Disponível em: <http://www.agenciapcj.org.br/novo/images/stories/gestao/relatorio_situacao_2011.pdf>. Acesso em abril de 2017.

TAGNIN, Renato Arnaldo. **A natureza e o espaço da água e sua presença na Macrometrópolis Paulista**. 2015. 242 p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Arquitetura de Urbanismo, Universidade de São Paulo. São Paulo - SP, 2015. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/16/16137/tde-15072015-132704/pt-br.php>>. Acesso em novembro de 2017.

TUFFANI, M. **Um alerta de 1977 para a crise da água**. Disponível em: <<http://mauriciotuffani.blogfolha.uol.com.br/2014/11/13/um-alerta-de-1977-para-a-crise-da-agua>>. Acesso em: 20 jun. 2018

Ação antrópica em cursos d'água na região de Ribeirão Preto, SP: análise de parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Anthropic action in water courses in the region of Ribeirão Preto, SP: analysis of physical-chemical and microbiological parameters.

Felipe Rodrigues dos Santos, Analu Egydio dos Santos

Centro Universitário Barão de Mauá, CBM

{felipe.umbro10@gmail.com, analu.santos@baraodemaua.br}

Resumo. O objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade da água superficial em dois córregos (córrego Sul – Sertãozinho/SP e córrego Jaboticabal – Jaboticabal/SP) e em uma lagoa (lagoa do Saibro – Ribeirão Preto/SP), todos localizados em ambientes urbanos, indicando os principais impactos aos recursos hídricos. Foram analisados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos durante o ano de 2017: nitrato, fosfato, turbidez, comunidade fitoplanctônica e coliformes termotolerantes em 15 amostras, sendo 5 amostras para cada ponto de coleta, além da determinação da comunidade fitoplanctônica e de coliformes termotolerantes em uma das amostras. A partir dos resultados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que os córregos analisados estão sob grande pressão urbana e encontram-se deteriorados principalmente pelo lançamento de efluentes e disposição irregular de resíduos sólidos. Por outro lado, a lagoa do Saibro não apresenta lançamento de esgoto, entretanto observa-se a presença de resíduos sólidos e alta turbidez, podendo ser associada a grande densidade da comunidade fitoplanctônica. Assim, o monitoramento dos ecossistemas aquáticos urbanos é fundamental para identificar a intensidade de degradação e propor medidas mitigadoras para reduzir o impacto no ecossistema aquático.

Palavras-chave: ecossistema aquático, resíduo sólido, esgoto bruto.

Abstract. The objective of this work was to analyze the surface water quality in two streams (Sul stream - Sertãozinho/SP and Jaboticabal stream - Jaboticabal/SP) and in a pond (Saibro lagoon - Ribeirão Preto/SP), all located in urban environments, indicating the main impacts on water resources. The physico-chemical and microbiological parameters were analyzed during the year 2017: nitrate, phosphate, turbidity, phytoplankton community and thermotolerant coliforms in 15 samples of water at the 3 local points, being 5 water samples for each collection point, besides of the determination of thermotolerant coliforms and of the phytoplankton community in one of the collections. From the results obtained in this work, it can be concluded that the analyzed streams are under great urban pressure and are deteriorated mainly by the discharge of effluents and irregular disposal of solid wastes. On the other hand, the Saibro lagoon does not have sewage discharge, however it is observed the presence of solid residues and high turbidity, which may be associated with the high density of the phytoplankton community. Thus, monitoring of urban aquatic ecosystems is crucial to identify the intensity of degradation and propose mitigation measures to reduce the impact on the aquatic ecosystem.

Keywords: aquatic ecosystem, solid waste, raw sewer.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 14 no. 2 - Dezembro de 2019, São Paulo: Centro Universitário Senac
ISSN 1980-0894

Portal da revista InterfacEHS <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/>

E-mail: Interfacehs@sp.senac.br

Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-Não Comercial-SemDerivações 4.0 Internacional 

1. Introdução

A água é um bem natural finito de relevante importância para a comunidade mundial. Nos últimos anos com o aumento da população, as ações antrópicas só aumentam, consequentemente prejudicando a qualidade da água. Inúmeras pessoas todos os anos morrem devido aos problemas associados com a qualidade da água, ou seja, enfermidades que decorrem de veiculação hídrica (MERTEN; MINELLA, 2002).

A intensa urbanização, precariedade de atendimento sanitário nas cidades e a contaminação do ecossistema aquático levam à deterioração da qualidade da água, e há indicativos de que a qualidade da água pode ser comprometida, de tal maneira que o homem ainda não dispõe de meios para a reversão do problema (RESENDE, 2002).

A utilização da água pelos seres humanos de forma inconsequente resulta na deterioração da sua qualidade, limitando geralmente o potencial de seu uso. Os seres humanos, mesmo tendo consciência da importância que a água tem para os seres vivos e ao meio ambiente, e também do risco eminente da falta deste recurso natural, ainda continuam despejando diariamente resíduos sólidos e esgoto bruto (doméstico e industrial), consequentemente degradando rios e reservatórios com uma carga maior do que a capacidade de autodepuração dos corpos d'água (SARDINHA et al., 2008). As áreas urbanas provêm de inúmeros estressores aos córregos locais, proporcionando danos às comunidades biológicas, poluição aquática, riscos de enchentes e reduzindo a qualidade do recurso hídrico (CUNHA et al., 2017).

Com isso o monitoramento ambiental é de fundamental importância e funciona como uma ferramenta, podendo ser utilizada para avaliação do grau de degradação e/ou estado de preservação dos ecossistemas, e fornecendo elementos de estudo para sugestões de estratégias de conservação de áreas naturais e planos de restauração dos ecossistemas prejudicados com a ação antrópica (GOULART; CALLISTO, 2003).

Diante desse cenário, os parâmetros de qualidade de água como: nitrato, fosfato, turbidez, comunidade fitoplanctônica e coliformes termotolerantes, ao serem analisados, podem determinar o grau de degradação de um corpo d'água, e indicar quais são as fontes de poluição. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade da água superficial em dois córregos (córrego Sul – Sertãozinho/SP e córrego Jaboticabal – Jaboticabal/SP) e uma lagoa (lagoa do Saibro – Ribeirão Preto/SP), todos localizados em ambiente urbano, indicando os principais impactos aos ecossistemas aquáticos. Ressaltando que o monitoramento é muito importante para identificar a intensidade de degradação e propor medidas mitigadoras para reduzir o impacto no ecossistema aquático.

2. Materiais e Métodos

Amostragem/Banco de Dados

O presente trabalho foi realizado em parceria com a organização ambiental internacional Earthwatch Institute, que tem como missão a interação das pessoas ao redor do mundo com pesquisa científica de campo e educação ambiental, promovendo uma melhor compreensão e a ação necessária para um meio ambiente sustentável. As pessoas participantes são chamadas de "cientista cidadão", e a organização envolve uma comunidade internacional de indivíduos de todas as partes do planeta (professores, alunos e cidadãos comuns; EARTHWATCH, 2017).

A Earthwatch Institute forneceu 3 kits de amostragens. Cada kit contém: 5 tubos de ensaio com reagente N-(1-naftil)-etilenodiamina para análise de nitrato, 5 tubos de ensaio com reagente enzimático de inosina para análise de fosfato, gráfico de cores para testes de nitrato e fosfato, 1 copo de amostragem, 1 tubo de Secchi, 1 frasco âmbar e 1 tubete

plástico contendo lugol acético. Foi utilizado um kit em cada ponto de amostragem escolhido para as análises (córrego Sul – Sertãozinho, córrego Jaboticabal – Jaboticabal e lagoa do Saibro – Ribeirão Preto). Foram realizadas uma análise por mês (março, maio, junho, julho e agosto de 2017) de nitrato, fosfato e turbidez. As análises para a determinação de comunidade fitoplanctônica e coliformes termotolerantes foram realizadas no mês de junho de 2017. No total foram analisadas 15 amostras para determinar as concentrações de nitrato, fosfato e turbidez e 3 amostras para quantificação da comunidade fitoplanctônica e coliformes termotolerantes.

As informações dos dados qualitativos e quantitativos das análises da qualidade de água, são registrados em uma plataforma on-line do projeto FreshWater Watch (FWW), onde o pesquisador juntamente com o seu login e senha, acessa o portal e insere todas as informações registradas no formulário sobre o corpo d'água. O portal pode ser acessado em diversas línguas como em português, espanhol, inglês, francês e chinês. As informações registradas na plataforma on-line do projeto FWW, estão disponíveis para toda a população mundial acessar e se informar de como está a situação dos corpos d'água de água doce do mundo (FRESHWATER WATCH, 2017).

Localização e caracterização da área de estudo

As amostras de água foram coletadas nos municípios de Sertãozinho, Jaboticabal e Ribeirão Preto, localizados no interior do Estado de São Paulo. As áreas de estudo estão situadas nas bacias hidrográficas do Rio Mogi-Guaçu, contemplando a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 09 (Ponto 1 no córrego Sul – Sertãozinho e Ponto 2 no córrego Jaboticabal – Jaboticabal; BRASIL a, 2018) e bacia hidrográfica do Rio Pardo, contemplando a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos nº 04 (Ponto 3 na lagoa do Saibro – Ribeirão Preto e córrego Sul – Sertãozinho; BRASIL b, 2018; figura 1). Segundo o Decreto nº 10.755/1977, Art. 3º (BRASIL, 1977), os três locais de estudo, pertencem a classificação de corpos d'água Classe 2.

Figura 1 - Localização dos municípios e dos pontos de coleta no Estado de São Paulo.



Fonte: Google Earth, modificado pelos autores.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), o córrego Sul de Sertãozinho e o córrego Jaboticabal de Jaboticabal são ambientes lóticos e a lagoa do Saibro de Ribeirão Preto é ambiente lêntico (figura 2) e, assim, foram analisados os parâmetros físico-químicos e microbiológicos.

Figura 2 – Pontos de coletas no córrego Sul (a), córrego Jaboticabal (b) e lagoa do Saibro (c).



Fonte: Fotos dos autores.

Para fins comparativos foram feitos registros fotográficos a cada coleta, no mesmo ponto em cada visita, possibilitando compará-las com o passar do tempo, se houve mudanças nas características dos corpos d'água. Em cada fotografia foi registrada uma parte do corpo d'água e a área ao entorno do local da coleta, a cobertura vegetal, a altura da água em relação a algum ponto de referência, nível e velocidade da água, fatores climáticos, cor da água e a fonte de poluição visível.

Análise dos parâmetros físico-químicos

As características físico-químicas das águas foram determinadas pelas análises das concentrações de nitrato (N-NO₃⁻) e fosfato (P-PO₄³⁻) em mg/L, e turbidez (em unidades nefelométricas de turbidez, UNT). Na análise de nitrato utilizou-se o reagente N-(1-naphthyl)-ethylenediamine em 7 intervalos de concentrações, de 0,2 a 10 mg/L. Para análise de fosfato foram utilizados reagentes enzimáticos de inosina em 7 intervalos de concentração, de 0,02 a 1,0 mg/L (CASTILLA et al., 2015). Esse método possibilita inferências in situ dos nutrientes dissolvidos por meio da exposição a reagentes que decorre dentro de tubos de amostras oclusos (PEREIRA, 2016).

Na análise de turbidez utilizou-se um tubo Secchi calibrado (14-240 UNT; figura 3); o tubo é de fácil manuseio e não necessita ser provido de fontes de energia, realizando as medições com alto grau de precisão quando comparado às medições realizadas por turbidímetros. O tubo é utilizado com sucesso em programas de "ciências cidadã" (CASTILLA et al., 2015).

Figura 3 – Análise de turbidez utilizando o tubo Secchi.



Fonte: Foto dos autores.

O tubo é de plástico e transparente, com um disco de Secchi na parte inferior, possui uma escala graduada das Unidades de Turbidez Nefelométrica (UNT) na lateral e as medidas são baseadas na profundidade da água quando o disco de Secchi não é mais visível para o observador devido à turbidez da água (DAHLGREN; NIEUWENHUYSE; LITTON, 2004).

Análise microbiológica

A análise da comunidade fitoplanctônica foi estabelecida com o objetivo de identificar as classes de fitoplânctons predominantes nos corpos d'água. Foram coletadas em campo, amostras de água fixadas com lugol acético e armazenadas em local escuro para posteriormente serem analisadas. Foram utilizadas câmaras de sedimentação de 2 mL ou 5mL, dependendo da densidade de organismos na amostra, para análises quantitativas da comunidade fitoplanctônica (UTHERMÖHL, 1958). Utilizou-se o microscópio ótico invertido Olympus CK2® (aumento de 400 vezes) para a identificação de algas e cianobactérias. Foram utilizados dois critérios para pausa da contagem sendo: I – nenhuma espécie nova encontrada em 20 campos percorridos ou II – 100 indivíduos ou mais representantes da espécie mais abundante, sendo possível assim determinar as densidades de cada classe de fitoplâncton e a densidade total (APHA, 2012).

$$D = \frac{C \times At}{Af \times F \times V}$$

D: densidade total (ind.mL⁻¹); C: número de organismos contados; At: área total do fundo da câmara de sedimentação (mm²); Af: área do campo de contagem (mm²); F: número de campos contados; V: volume da amostra sedimentada (mL).

A identificação dos organismos foi feita por meio de chaves de classificação disponíveis na literatura (CUNHA, 2012). A análise de comunidade fitoplanctônica foi realizada em parceria com o Prof. Dr. Davi Gasparini Fernandes Cunha da USP de São Carlos (Departamento de Hidráulica e Saneamento). A determinação do número mais provável de coliformes termotolerantes foi por meio da aplicação da técnica de tubos múltiplos (CETESB, 2007).

3. Resultados e Discussões

Resultados de observação

Os resultados obtidos de observação estão descritos no quadro 1. Neste quadro encontram-se algumas das questões que se deveria preencher antes das análises.

Quadro 1 - Resultados de observação de algumas variáveis identificadas nos pontos de coleta.

Local/ Cidade	Variável	Resultado
Córrego Sul/ Sertãozinho	Uso da terra	Residencial Urbano
	Fonte de poluição	Descarga residencial e descarga urbana/viária
	Vegetação da margem	Arbusto, árvore e grama
	Cor da água	Marrom
Córrego Jaboticabal/ Jaboticabal	Uso da terra	Residencial Urbano
	Fonte de poluição	Descarga residencial e descarga urbana/viária
	Vegetação da margem	Arbusto, árvore e grama
	Cor da água	Incolor
Lagoa do Saibro/ Ribeirão Preto	Uso da terra	Residencial Urbano
	Fonte de poluição	Descarga urbana/viária
	Vegetação da margem	Arbusto, árvore e grama
	Cor da água	Verde

Fonte: Autores.

Nos 3 pontos de coletas o uso do solo nos arredores dos corpos d'água são ocupados por residências e comércios. Predominam, como fontes de poluição nos córregos, lançamentos de esgoto bruto (doméstico e industrial) e transporte de poluentes por meio da drenagem pluvial de áreas impermeáveis, também é possível visualizar despejo irregular de resíduos sólidos. Na lagoa o despejo irregular de resíduos sólidos como, por exemplo, pneus, garrafas pet, etc., é a fonte de poluição predominante.

A cobertura da vegetação nos pontos de coletas era predominantemente por arbustos, árvores e grama, dos 3 pontos de coletas a lagoa do Saibro é o local onde possui maior área verde. No córrego Jaboticabal o local de coleta sofreu processo de canalização, fazendo com que a margem do corpo d'água encontra-se impermeável. No córrego Sul, a montante do ponto de coleta, o corpo d'água está sofrendo processo de canalização, entretanto onde ocorreram as coletas ainda não havia sofrido esse processo, portanto o local ainda possui vegetação na margem do córrego.

Foi observado que a cor da água no córrego Sul estava marrom devido à presença de sedimentos suspensos na coluna d'água; os sedimentos eram provenientes da obra de canalização que ocorria a montante no córrego. No córrego Jaboticabal a coloração da água era incolor, devido que à lâmina d'água estava com nível raso. Na lagoa do Saibro a coloração da água era verde, decorrente da alta densidade de fitoplânctons existentes na água.

Resultados físico-químicos

Os resultados obtidos das análises físico-químicos se encontram nas figuras 4, 5 e 6. As concentrações variaram pouco para os parâmetros de nitrato e fosfato em todos os pontos de coletas, no entanto para o parâmetro turbidez na lagoa do saibro foi onde ocorreu a maior variação nas análises.

Os dados coletados no córrego Sul (figura 4) demonstram baixa variação. No geral as concentrações de nitrato variaram de 0,5 até 2 mg/L, fosfato variaram de <0,02 até 0,05 mg/L e turbidez variaram de <12 até 19 UNT. A baixa variação repete-se no córrego Jaboticabal (figura 5) onde os resultados para nitrato variaram de 1 até 2 mg/L, fosfato variaram de <0,02 até 0,05 mg/L e para a turbidez todos os resultados foram <12 UNT,

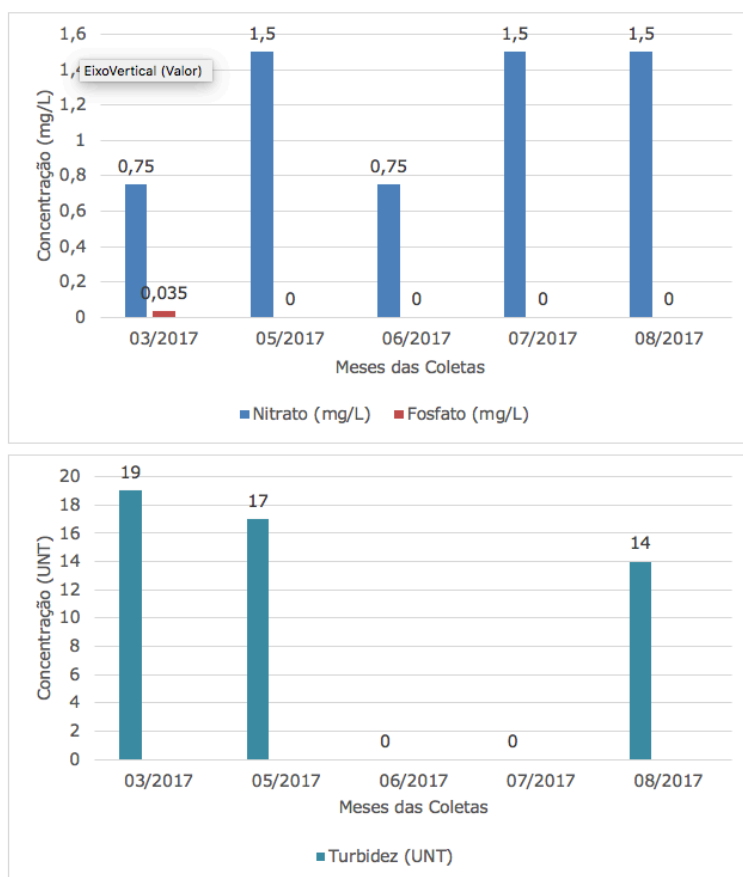
por outro lado os resultados na lagoa do Saibro (figura 6) para nitrato e fosfato foram $<0,2$ mg/L e $<0,02$ mg/L, no entanto a turbidez obteve alta variação, as concentrações variaram de 25 até 100 UNT.

Os córregos apresentam concentrações semelhantes de nitrato e fosfato, esses nutrientes são provenientes do despejo irregular de esgoto bruto nos corpos d'água, quando o nitrogênio encontra-se na condição de nitrato está associado a doenças como a metemoglobinemia, além disso, quando o nitrato é detectado na água indica que o estágio de poluição é antigo, por outro lado o fosfato quando presente causa o fenômeno da eutrofização (crescimento excessivo de plantas aquáticas), reduzindo a qualidade da água (MOTA; VON SPERLING, 2009).

A alta concentração de turbidez e as baixas concentrações de nitrato e fosfato na lagoa do Saibro podem ser explicadas pela elevada densidade de fitoplâncton, devido ao consumo destes nutrientes pela comunidade fitoplanctônica (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013). Este corpo d'água não recebe lançamento de esgoto bruto, entretanto observa-se o despejo irregular de resíduos sólidos, como pneus, garrafas pet, resíduos de construção, frascos de detergente, dentre outros materiais domésticos.

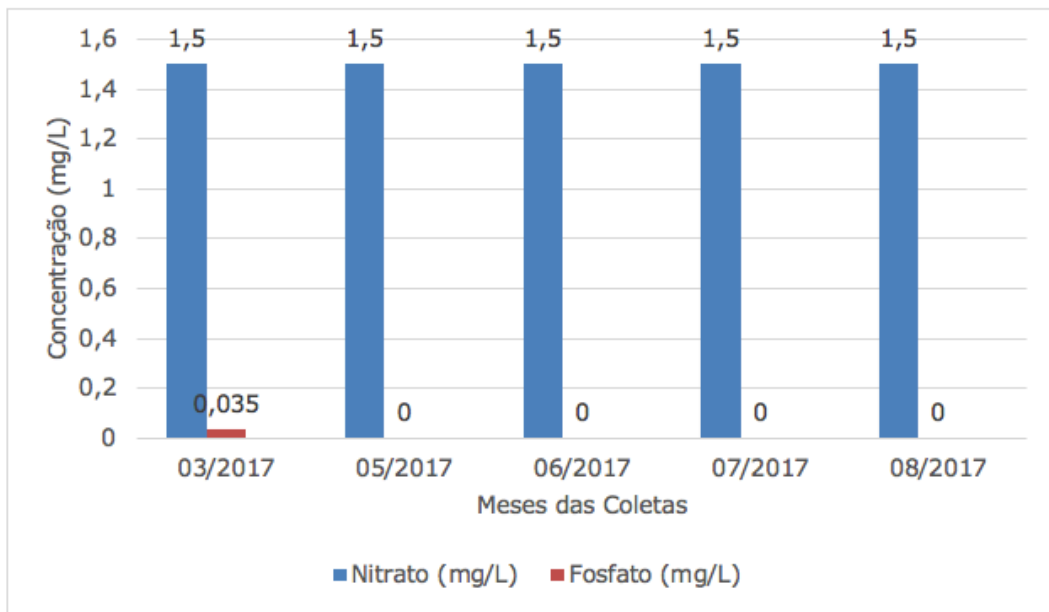
Os dados obtidos pelas análises podem ser comparados com o estudo realizado por Xu et al. (2017) onde foram empregadas as mesmas metodologias adotadas por este trabalho para as análises de nitrato, fosfato e turbidez utilizando o mesmo kit de análise, como parte do projeto FWW. O estudo foi realizado nas cidades de Guangzhou e Foshan, China, onde foi constatado que os corpos d'água sofrem diferentes graus de pressão urbana e agrícola, sofrendo múltiplos impactos mediante ao despejo de esgoto bruto.

Figura 4 – Gráficos dos resultados das análises de nitrato (mg/L), fosfato (mg/L) e turbidez (UNT) do Córrego Sul, Sertãozinho.



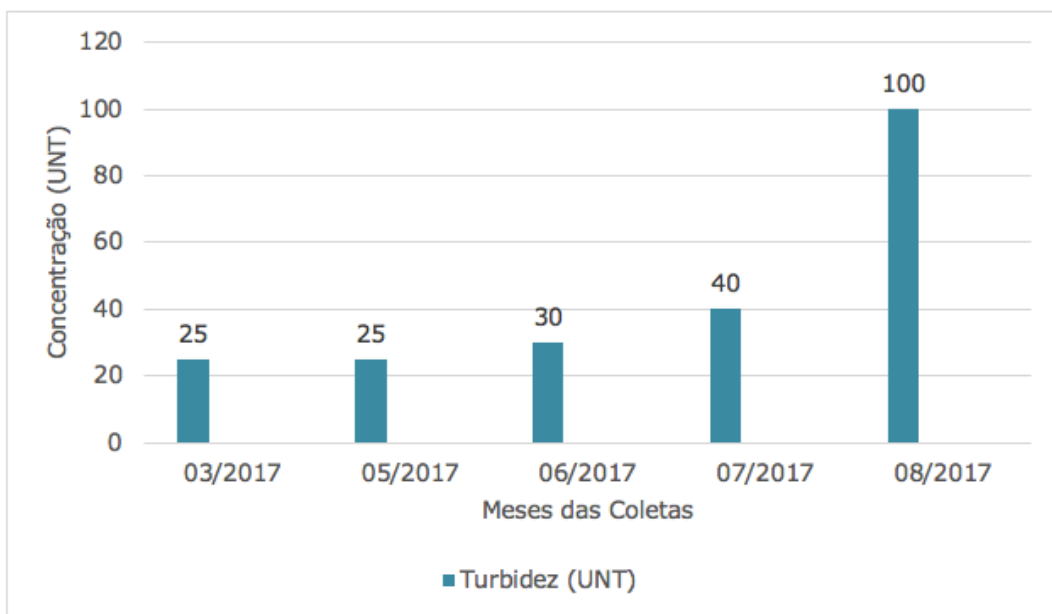
Fonte: Autores.

Figura 5 – Gráfico dos resultados das análises de nitrato (mg/L) e fosfato (mg/L) do Córrego Jaboticabal, Jaboticabal.



Fonte: Autores.

Figura 6 – Gráfico dos resultados das análises de turbidez (UNT) da Lagoa do Saibro, Ribeirão Preto.



Fonte: Autores.

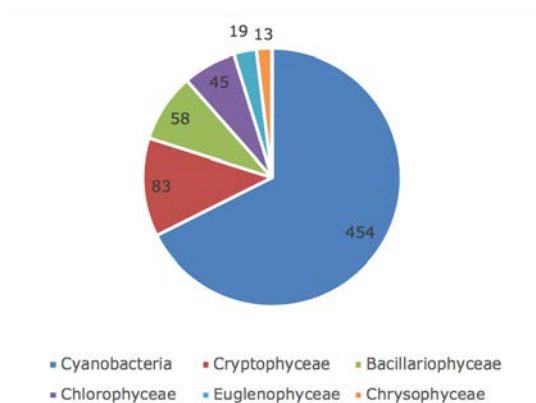
Os valores das concentrações de nitrato, fosfato e turbidez de ambos os córregos e da lagoa encontram-se dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), onde o limite permitido para nitrato é 10 mg/L, fosfato é 0,1 mg/L e turbidez é 100 UNT.

Resultados comunidade fitoplanctônica

Os resultados da densidade fitoplanctônica encontram-se nas figuras 7, 8 e 9, onde estão descritos os valores das densidades de cada ponto de coleta e as classes de fitoplânctons identificadas nas análises.

No córrego Sul a densidade da comunidade fitoplanctônica está descrita na figura 3 e foram identificados 671 ind/mL-1, a classe com maior quantidade de ind/mL-1 foi a cianobactéria representada por 454 ind/mL-1. Neste ponto de coleta a densidade de fitoplâncton encontra-se mais baixa, comparada com os demais pontos, pois, na análise foi encontrado maior quantidade de material sedimentável comparado com os outros pontos de coleta, provavelmente devido a obras de canalização no local. Como a turbidez interfere na penetração de luz na água, houve provavelmente prejuízo no desenvolvimento das populações de algas.

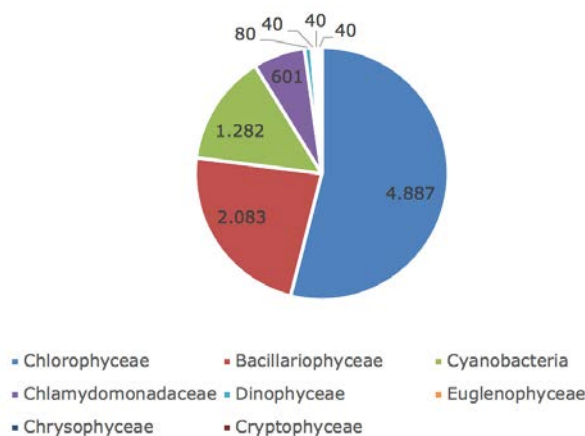
Figura 7 - Distribuição das densidades (ind/mL-1) das classes de comunidade fitoplanctônica no córrego Sul, Sertãozinho.



Fonte: Autores.

No córrego Jaboticabal a densidade da comunidade fitoplanctônica está descrita na figura 8 e foram identificados 9.053 ind/mL-1, salientando que este corpo d'água está passando pelo processo de eutrofização, devido às altas concentrações de nutrientes presentes na água, provenientes do despejo de efluentes (figura 9). A classe com maior quantidade por ind/mL-1 foi a clorófitcea representada por 4.887 ind/mL-1.

Figura 8 - Distribuição das densidades (ind/mL-1) das classes de comunidade fitoplanctônica no córrego Jaboticabal, Jaboticabal.



Fonte: Autores.

Figura 9 - Córrego Jaboticabal sobre o processo de eutrofização.



Fonte: Foto dos autores.

Das três classes de fitoplânctons presentes na amostra com o maior número de ind/mL-1, são bioindicadores de poluição, a classe clorofícea que representa grande diversidade quanto a táxons em águas continentais brasileiras, principalmente em sistemas tropicais eutrofizados (RODRIGUES; SANT'ANNA; TUCCI, 2010), e a classe diatomácea é composta por organismos relacionados à produção de ácido domóico (neurotoxina), que se concentra em moluscos e causa amnésia em seres humanos (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2013). As cianobactérias são organismos com capacidade de produzir toxinas capazes de causar a morte de animais domésticos e selvagens e causar problemas à saúde humana. Os problemas relacionados à saúde humana por intoxicação incluem distúrbios hepáticos, neurológicos, gastrointestinais e reações alérgicas (AZEVEDO, 1998).

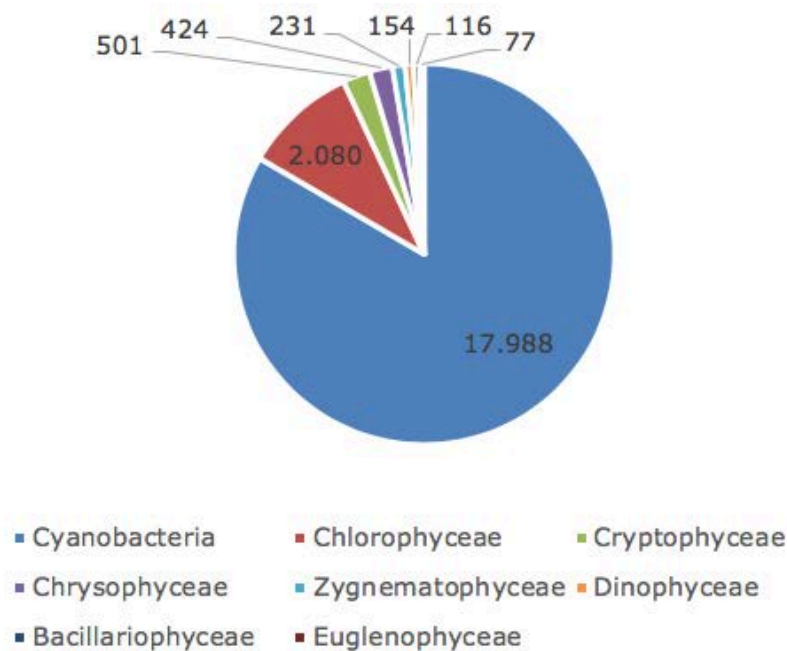
Na lagoa do Saibro a densidade da comunidade fitoplanctônica está descrita na figura 10 e foram identificados 21.570 ind/mL-1. A classe com maior quantidade por ind/mL-1 foi a cianobactéria representada por 17.988 ind/mL-1. Valores acima do limite podem comprometer a qualidade da água devido à eutrofização, presença de cianotoxinas e comprometimento de usos futuros da água superficial. A alta turbidez deste corpo d'água pode ser associada a grande densidade da comunidade fitoplanctônica. Conforme mencionado acima os organismos da classe cianobactérias podem ser nocivos aos animais e às pessoas que utilizam o local. E neste corpo d'água foram observadas pessoas utilizando o local para balneabilidade e prática de pesca, o que pode levar à intoxicação, oferecendo riscos à saúde.

No Brasil segundo Teixeira et al. (1993) foi descrita uma forte evidência relacionando as florações de cianobactérias, no reservatório de Itaparica na Bahia, com a morte de 88 pessoas com caso de gastroenterite, entre 2000 pessoas intoxicadas, por consumir água do reservatório, no ano de 1988.

A comunidade fitoplanctônica é utilizada como um importante bioindicador, pois é possível encontrar espécies de algas em quase todas as águas doces, podendo inserir espécies tolerantes e outras muito vulneráveis à poluição. Pode-se citar a classe cianobactérias, que são algas cianofíceas, como algas que possuem uma grande vantagem competitiva sobre outras classes de fitoplâncton, devido à capacidade de desenvolver heterocitos quando há falta de nitrogênio na água, podendo fazer a produção deste composto. Portanto, quando um corpo d'água tem a presença de organismos pertencendo a poucas espécies, isso

pode indicar um ambiente que recebe carga poluente, no entanto havendo a ocorrência de muitas espécies com poucos organismos, pode caracterizar um ambiente natural em equilíbrio. Havendo ocorrência de uma espécie resistente à poluição ou à inexistência de espécies vulneráveis não é possível concluir se o corpo d'água está poluído, desta maneira se faz necessário uma análise quantitativa dos grupos de algas para conhecer as classes dominantes (LOPES, 2007).

Figura 10 - Distribuição das densidades (ind/mL-1) das classes de comunidade fitoplanctônica na lagoa do Saibro, Ribeirão Preto.



Fonte: Autores.

No entanto, segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), os 3 corpos d'água encontram-se em conformidade quanto ao padrão permitido para o parâmetro densidade de cianobactérias limite de 50.000 ind/mL-1.

Resultados coliformes termotolerantes

Os resultados de coliformes termotolerantes estão descritos na tabela 1. As concentrações de coliformes termotolerantes foram estabelecidas por meio da técnica de tubos múltiplos (CETESB, 1993; CETESB, 2007), sendo que as diluições utilizadas nos procedimentos foram: córrego Sul (10-3, 10-4 e 10-5), córrego Jaboticabal (10-2, 10-3 e 10-4) e lagoa do Saibro (10-3, 10-4 e 10-5).

Tabela 1 - Resultados de coliformes termotolerantes nos pontos de amostragem.

Local/ Cidade	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)
Córrego Sul / Sertãozinho	4,5x10 ⁴
Córrego Jaboticabal / Jaboticabal	3,3x10 ⁴
Lagoa do Saibro / Ribeirão Preto	<100

Fonte: Autores.

Foi constatado que os córregos Sul e Jaboticabal possuem concentrações elevadas de coliformes termotolerantes, indicando que a qualidade da água está comprometida, proveniente do despejo de esgoto bruto. Considerando que o limite aceito para corpos d'água Classe 2 é de 1000 NMP/100mL de coliformes termotolerantes, os córregos estudados estão acima do padrão permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

Na lagoa do Saibro, não foi observado o desenvolvimento de coliformes termotolerantes pela técnica de tubos múltiplos, sendo considerado o resultado <100 NMP/100mL. Confirmando que o corpo d'água não apresenta despejo de esgoto bruto, com isso não contribuindo para elevação de quantidade desses organismos.

O despejo de esgoto bruto em águas naturais sem o devido tratamento proporciona o enriquecimento com matéria orgânica, com grande número de bactérias, entre elas encontram-se principalmente o grupo de coliformes, um grupo de bactérias que se reproduz no intestino de animais homeotermos. Quando presentes na água apontam a ocorrência potencial de micro-organismos intestinais patogênicos, como bactérias, protozoários e vermes que são uma ameaça potencial à saúde humana quando são eliminados por pessoas possuidoras de doenças (LOPES, 2007).

A *Escherichia coli* é a principal bactéria que compõe o grupo dos coliformes termotolerantes, sendo bactérias abundantes nas fezes humanas e de animais, indicando que os corpos d'água estão contaminados por agentes patogênicos (VON SPERLING, 2007). O lançamento de esgoto bruto sem tratamento ou até mesmo tratado, mas sem a desinfecção apropriada, vem a contribuir com quantia considerável de coliformes, entre os quais estão agentes de doenças de veiculação hídrica (RIBAS; FORTES NETO, 2008).

4. Conclusão

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, conclui-se que os córregos analisados estão sob grande pressão urbana e encontram-se deteriorados principalmente pelo despejo de efluentes. Por outro lado, a lagoa do Saibro não apresenta lançamento de esgoto bruto, entretanto observa-se a presença de resíduos sólidos, grande contato da população, que a utiliza para balneabilidade e pesca, embora não sejam permitidas estas atividades no local. Destaca-se na lagoa a redução periódica no volume de água em função da impermeabilização da área urbana, escassez de chuvas no período de março até agosto de 2017 e consequente acúmulo de algas, especialmente cianobactérias, o que pode levar à contaminação da água por cianotoxinas.

Assim, foi possível observar aspectos de impacto ambiental neste trabalho de monitoramento e levantamento de dados dos ecossistemas aquáticos nos municípios de Sertãozinho, Jaboticabal e Ribeirão Preto, por meio da amostragem periódica de água do córrego Sul, córrego Jaboticabal e lagoa do Saibro.

Quanto às propostas de mitigação dos impactos nestes recursos hídricos, ressalta-se a importância de interceptação dos esgotos para que sejam destinados para as Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), políticas públicas para garantir a eficiência do saneamento básico e a implantação de parques lineares ao longo dos corpos d'água, propiciando melhoria do microclima urbano, sendo palco natural em meio aos municípios e locais de recreação para as populações urbanas. Este projeto foi desenvolvido em parceria com a ONG Earthwatch Institute, por intermédio do projeto FreshWater Watch, corroborando com os objetivos da ONG, sendo um estudo inédito no interior do estado de São Paulo.

Referências

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22nd. Washington DC: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 2012.

AZEVEDO, S. M. O. A. Toxinas de Cianobactérias: causas e consequências para a saúde pública. **Medicina On Line**, v. 1, n. 3, jul.-set., 1998. Disponível em: <<http://letc.biof.ufrj.br/sites/default/files/1998%20Azevedo%20Toxinas.pdf>>. Acesso em: 02 set. 2018.

BRASIL. Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977. **Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto n. 8.468 (1), de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas**. 1977.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. DOU nº 053, p. 58-63. 2005.

BRASIL a. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **CBH-Mogi**. 2018. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhmogi/apresentacao>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

BRASIL b. Sistema Integrado de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo. **CBH-Pardo**. 2018. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhparado/apresentacao>>. Acesso em: 03 jul. 2018.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.930>>. Acesso em: 08 out. 2019.

CASTILLA, E. P.; CUNHA, D. G. F.; LEE, F. W. F.; LOISELLE, S.; HO, K. C.; HALL, C. Quantification of phytoplankton bloom dynamics by citizen scientists in urban and peri-urban environments. **Environ Monit Assess**, v. 187, ed. 11, art. 690, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-015-4912-9>>. Acesso em: 22 set. 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB. **Coliformes totais e fecais – determinação pela técnica de tubos múltiplos: método de ensaio**, 1993, p. 39. Norma Técnica L5.202.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. CETESB. **Coliformes termotolerantes: determinação em amostras ambientais pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 – método de ensaio**, 2007, p. 16. Norma Técnica L5.406.

CUNHA, D. G. F. **Heterogeneidade espacial e variabilidade temporal do reservatório de Itupararanga**: uma contribuição ao manejo sustentável dos recursos hídricos da bacia do rio Sorocaba (SP). 235 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, EESC, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012.

CUNHA, D. G. F.; CASALI, S. P.; FALCO, P. B.; THORNHILL, I.; LOISELLE, S. A. The contribution of volunteer-based monitoring data to the assessment of harmful phytoplankton blooms in Brazilian urban streams. **Science of the Total Environment**, v. 584-585, p. 586-594, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.080>>. Acesso em: 05 out. 2018.

DAHLGREN, R.; NIEUWENHUYSE, E.; LITTON, G. Transparency tube provides reliable water-quality measurements. **California Agriculture**, v. 58, n. 3, p. 149-153, jul.-set., 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.3733/ca.v058n03p149>>. Acesso em: 28 jun. 2018.

EARTHWATCH. **About EARTHWATCH**. 2017. Disponível em: <<http://earthwatch.org/About>>. Acesso em: 07 set. 2018.

FRESHWATER WATCH. **Bem-vindo ao desafio da água doce**. Disponível em: <<https://freshwaterwatch.thewaterhub.org/pt-br/content/desafio-da-agua-doce>>. Acesso em: 07 set. 2018.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **FAPAM**, v. 2, n. 1, Pará de Minas, 2003. Disponível em: <<http://www.urisan.tche.br/~briseidy/P%F3s%20Licenciamento%20Ambiental/bioindicadores%2019.10.2010.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2018.

LOPES, A. G. D. **Estudo da comunidade fitoplanctônica como bioindicador de poluição em três reservatórios em série do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), São Paulo, SP**. 137 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.**, Porto Alegre, v. 3, n. 4, out./dez., 2002. Disponível em: <http://taquari.emater.tche.br/docs/agroeco/revista/ano3_n4/artigo2.pdf>. Acesso em: 08 out. 2019.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PEREIRA, R. H. A. **Análise temporal de parâmetro de qualidade de água e sua relação com uso e ocupação na Bacia do Alto Tietê**. 105 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2016.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. p. 29.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal**. 7. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2013. p. 830.

RIBAS, T. B. C.; NETO, P. F. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 3, n. 3, p. 81-94, 2008. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=92830307>>. Acesso em: 9 ago. 2018.

RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das represas Billings (braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **bras. Bot.**, v. 33, n. 2, abr.-jun., São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042010000200006>>. Acesso em: 14 ago. 2018.

SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 329-338, jul./set. 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000300013>>. Acesso em: 25 set. 2018.

TEIXEIRA, M.G.L.C.; COSTA, M.C.N.; CARVALHO, V.L.P.; PEREIRA, M. S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, v. 27, n. 3, p. 244-253. 1993. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/8220519>>. Acesso em: 02 out. 2018.

UTHERMÖHL, H. **On the perfecting of quantitative phytoplankton method**. Inst. Ass. Theor. Commum. vol. 9. 1958.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. p. 588.

XU, Y.; LI, A. J.; QIN, J.; LI, Q.; HO, J. G.; LI, H. Seasonal patterns of water quality and phytoplankton dynamics in surface Waters in Guangzhou and Foshan, China. **Science of the Total Environment**. v. 590-591, p. 361-369. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.032>>. Acesso em: 08 out. 2019.

Aproveitamento do resíduo da borra de café em substituição à solução nutriente para cultivo de alface hidropônica

Use of the residue of coffee grounds to replace the nutrient solution for growing hydroponic lettuce

Lívia Santos Dorigo¹, Alexandre Saron²

¹Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo Centro Universitário Senac

²Professor e Pesquisador do Centro Universitário Senac

(livia.dorigo@hotmail.com; alexandre.saron@sp.senac.br)

Resumo. No intuito de observar como se comporta a borra de café como solução nutriente, este estudo verificou o efeito da adição deste material no cultivo de alface hidropônica. A fim de diminuir a geração de resíduos, estudos são necessários para novas destinações desses materiais, evitando que consequências negativas ao meio ambiente possam ocorrer. Segundo pesquisas da Embrapa (2015), o café é uma das bebidas mais consumidas no mundo todo, gerando o descarte de uma grande quantidade de resíduo (borra). Desta forma, o objetivo dessa pesquisa foi encontrar uma nova destinação a esse material, usando-o como solução nutriente para a germinação de hortaliças. A metodologia usada foi qualitativa através de testes em hidroponia com diferentes quantidades de borra em água para verificar a mais eficiente, usando como matriz de estudo a alface lisa. Como etapa anterior ao projeto foi realizada uma pesquisa bibliográfica sobre o tema, assim como testes de ecotoxicidade preconizados pela USEPA e adaptados pela Cetesb, posteriormente foi montado o sistema hidropônico e plantadas as mudas. Foi analisada a variação de percentual de quantidade de borra de café e associado ao crescimento das mudas pelo tamanho e quantidade de folhas, comparando-as com teste branco, indicando que as menores concentrações são mais eficazes no desenvolvimento, mas ainda sim são necessários novos testes. O intuito é que essa pesquisa tenha continuidade até que se encontre a solução ideal, à base da borra de café, substituindo em 100% a solução química de hidroponia.

Palavras-chave: Borra de café; hidroponia; alface.

Abstract. In order to observe the coffee grounds as nutrient solution, this study has verified the same in the cultivation of hydroponic lettuce. In order to reduce the generation of residues studies are needed for new destinations of these materials, preventing negative consequences to the environment can occur. According to Embrapa Research (2015), coffee is one of the most consumed beverages worldwide, generating the disposal of a large amount of waste (sludge). The methodology used was qualitatively through tests in hydroponics with different amounts of sludge in water to check the most efficient, using array of lettuce study lisa. The previous step to the project was conducted on bibliographical research on the topic, as well as tests of ecotoxicity advocated by the USEPA, adapted by Cetesb, It was later mounted the hydroponic system and planted seedlings. It was analyzed the variation in the percentage of coffee grounds and associated with the growth of seedlings by size and quantity of leaves and compares them with white test, indicating that the lowest concentrations are more effective in the development, but are still required new tests. The intent is that this research has continued until the ideal solution, to the base of the coffee grounds, replacing in 100% chemical solution of hydroponics.

Key words: Coffee grounds; hydroponics; lettuce.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 14 no. 2 - Dezembro de 2019, São Paulo: Centro Universitário Senac
ISSN 1980-0894

Portal da revista InterfacEHS <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/>

E-mail: Interfacehs@sp.senac.br

Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-Não Comercial-Sem Derivações 4.0 Internacional 

1. Introdução

Para o desenvolvimento de um mundo mais sustentável é necessário adotar novas práticas e atitudes. Atualmente, a ideia dos 3 "Rs" (reduzir, reciclar e reutilizar) tem contribuído nesse desenvolvimento. A geração mundial de resíduos é uma grande preocupação entre vários estudiosos, pois sem a correta destinação e o tratamento adequado estes podem acabar apresentando riscos ao meio ambiente. Assim, a procura de novas destinações para materiais, ora designados como inservíveis, é de grande importância.

O uso de materiais orgânicos como adubo ou como condicionador do solo é uma importante alternativa ambiental para uma agricultura sustentável (DANTAS, 2011), mas que ainda necessitam de pesquisas para aperfeiçoamento. O reaproveitamento de resíduos agrega um valor econômico para os produtos, subprodutos e resíduos dos processos produtivos, diminuindo os impactos ao meio ambiente, estimulando a não geração de resíduos e o reaproveitamento destes (CABRAL; MORIS, 2010), sendo assim um incentivo para o seu uso.

Segundo pesquisas coordenadas pela Embrapa Café (EMBRAPA – Empresa Brasileira de Agropecuária, 2015), o café é uma das bebidas mais consumidas em todas as classes sociais. No Brasil há cerca de 13 mil estabelecimentos que comercializam café premium, de acordo com a ABIC (2018a), este número não considera bares e lanchonetes que também comercializam café expresso. A área de pesquisas da ABIC, em 2018b, também publicou que houve um crescimento de 4,8% no período de novembro de 2017 a outubro de 2018, em relação ao mesmo período dos anos anteriores, novembro de 2016 a outubro de 2017, e esse aumento elevou o consumo per capita para 6,02 kg/ano de café cru e 4,82 kg/ano de café torrado e moído, mantendo Brasil como o segundo maior consumidor de café do mundo.

Para cada xícara de café expresso retirado em máquinas instaladas em lojas de cafeterias, bares e lanchonetes há o consumo de cerca de 7g de café torrado moído. Estimando que pelo menos 50% da população da Região Metropolitana de São Paulo (10 milhões de pessoas) tomam 2 cafés por dia, são geradas cerca de 140 toneladas de borra de café por dia. Para a Prefeitura de São Paulo este valor não é expressivo diante das 20 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) geradas por dia (Prefeitura de São Paulo, 2019), sendo 12 milhões toneladas/dia apenas de resíduos domiciliares, onde os resíduos provenientes do consumo de café são provenientes majoritariamente, e possivelmente por essa razão, não é dada a atenção devida para este resíduo, a borra do café, que após a sua serventia são destinados juntos com os demais resíduos sólidos urbanos do município.

Segundo Bonila Hermosa (2014), no processo de preparação da bebida é gerado um resíduo conhecido como borra de café, que contém altas concentrações de açúcares, matéria orgânica, compostos orgânicos e inorgânicos. A reutilização dos resíduos gerados pelo café na agricultura tem sido uma das prioridades dos países produtores, por razões que envolvem principalmente economia e de uma agricultura autossustentável (OLIVEIRA; COSTA, 2014).

A borra de café tem sido um transtorno ambiental para as indústrias produtoras de café solúvel, que para elas é um produto não aproveitável, servindo apenas para descarte ou queima (OLIVEIRA et al, 2011). A borra de café doméstica ou industrial é um resíduo que pode ser reaproveitado como composto orgânico ou substrato para produção de mudas, diminuindo o impacto ambiental gerado pelo seu descarte, sendo utilizada como adubo para plantações, para isso pode ser misturada diretamente no solo, úmida ou seca, segundo Viotto (1991). De acordo com Ferreira (2011), a borra é uma excelente fonte de nutrientes minerais.

Neste estudo, a borra de café foi utilizada para preparar uma solução nutritiva, que foi obtida através do contato da borra com a água. Como matriz do objeto de estudo foi escolhida a alface lisa (*Lactuca Sativa L.*) e como técnica de cultivo utilizada, a hidroponia, denominada por Ohse, Neto e Manfron (1998) de Nutrient Film Technique (NFT), que consiste em deixar as raízes do vegetal em contato com uma solução nutritiva para o seu desenvolvimento. A hidroponia ou NFT é uma técnica onde o solo é substituído por soluções nutritivas que contêm os nutrientes necessários para o desenvolvimento de uma planta. A técnica apresenta diversas vantagens, como o crescimento mais rápido que o modo de cultivo tradicional, como a melhor proteção da planta em relação ao ataque de pragas e doenças, a maior produtividade e possibilidade de cultivo fora de época, tendo um rápido retorno econômico (EMBRAPA, 2014). Segundo Ferreira (2011), a alface é a hortaliça mais cultivada em hidroponia por ter como características o crescimento rápido, atingindo em poucos meses a fase adulta, e por ser uma das espécies hortícolas com maior produção a nível mundial.

Por outro lado, muito consumidores reprovam e não optam pelo consumo de verduras obtidas através do cultivo hidropônico. Este fato é devido ao contato direto radicular com as soluções químicas que são a base da solução nutritiva utilizada, gerando um desconforto em relação ao consumo.

Aliou-se à escolha desta matriz, a alface, os ensaios de ecotoxicidade desenvolvidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – USEPA e adaptados segundo a Cetesb (2015).

2. Objetivo

O objetivo deste trabalho foi pesquisar concentrações de soluções aquosas para o cultivo de alface hidropônica, utilizando o resíduo orgânico, borra de café, como nutriente principal, caracterizando-a, verificando e avaliando os desenvolvimentos das mudas com diferentes concentrações de borra em água, a fim de dar uma nova destinação de maneira mais sustentável, para esse resíduo com o intuito de substituir em 100% a solução hidropônica química convencional normalmente utilizada neste processo de produção.

3. Metodologia

Para o desenvolvimento do estudo foi necessário inicialmente montar o sistema NFT e preparar as soluções com a borra de café e água. A borra de café utilizada para preparo das soluções nutritivas foi retirada da praça de alimentação do Centro Universitário Senac São Paulo. Esta borra que seria descartada como resíduo sólido urbano foi utilizada no estudo a fim de se obter a melhor concentração, através da germinação de sementes no estudo de ecotoxicidade, metodologia esta que avalia qual a concentração máxima de borra de café em solução poderia produzir o efeito inibitório da germinação de sementes, tendo como referencial a solução de 1% de hipoclorito de sódio, e posteriormente utilizada nos ensaios pilotos.

A partir dos resultados deste ensaio técnico científico de bancada foram obtidas as concentrações de borras de café utilizadas no estudo piloto.

Neste estudo, entre outros diagnósticos, foi comparado o desenvolvimento das folhas de alface obtidas com uma solução padrão química de nutrientes para o sistema hidropônico, com o desenvolvimento em soluções com concentrações diferenciadas de borras de café, considerando tamanho e coloração.

Após a coleta do resíduo (borra), este foi seco em uma estufa no laboratório do centro universitário, a 105°C durante 24h, para o seu posterior uso, a fim de eliminar possíveis patógenos.

As concentrações de borra de café, em gramas por litro, trabalhadas no estudo foram baseadas nas pesquisas de FERREIRA (2011) em substrato comum, que constatou que em relação à borra de café fresca, esta deve ser aplicada em doses baixas (2,5% ou 5%, v/v).

Ensaio de Ecotoxicidade

O ensaio de ecotoxicidade consiste na avaliação da germinação de sementes de alface e pepino após um período de 5 dias consecutivos.

O teste padrão utiliza uma solução como referência inibidora, o hipoclorito de sódio (NaClO 1%v/v), água de torneira como referência de desenvolvimento e as soluções em estudo, neste caso as concentrações diferenciadas contendo borra de café. As quantidades inicialmente testadas foram de 1% (10g.L⁻¹ de água), 2,5% (25 g.L⁻¹ de água) e 5% (50 g.L⁻¹ de água), conforme a literatura, e posteriormente foram realizados dois testes com as concentrações de 0,25% (0,25 g.L⁻¹ de água), 0,5% (0,5 g.L⁻¹ de água) e 1% (10 g.L⁻¹ de água).

Para a germinação das sementes de alface, foram colocadas 10 sementes em placas de petri contendo papel de filtro. Em cada placa foram adicionados 5 mL de solução e em seguida estocadas por 5 dias em local sem iluminação para germinação. Após este período, as raízes de cada uma das placas foram medidas para efetuar o cálculo de inibição. A figura 01 ilustra parte de um dos testes de ecotoxicidade realizados, este com apenas sementes de alface, mais à direita da imagem é possível perceber a germinação das sementes.

Figura 1 - Teste de ecotoxicidade com germinação de sementes.



Ensaio piloto – Desenvolvimento do estudo com sistema NFT

No sistema NFT, além das soluções preparadas do contato de café e água, como referência utilizou-se uma solução nutriente convencional de hidroponia, que constituiu de 75 g de Nitrato de Cálcio; 50 g de Nitrato de Potássio; 15 g de fosfato monoamônio (MAP); 40 g de Sulfato de Magnésio para cada 100 litros de solução.

O sistema foi confeccionado com tubulações de PVC, onde foi construído um suporte único e apoiadas tubulações com diâmetro maior, uma para cada tipo de solução, configurando no sistema total.

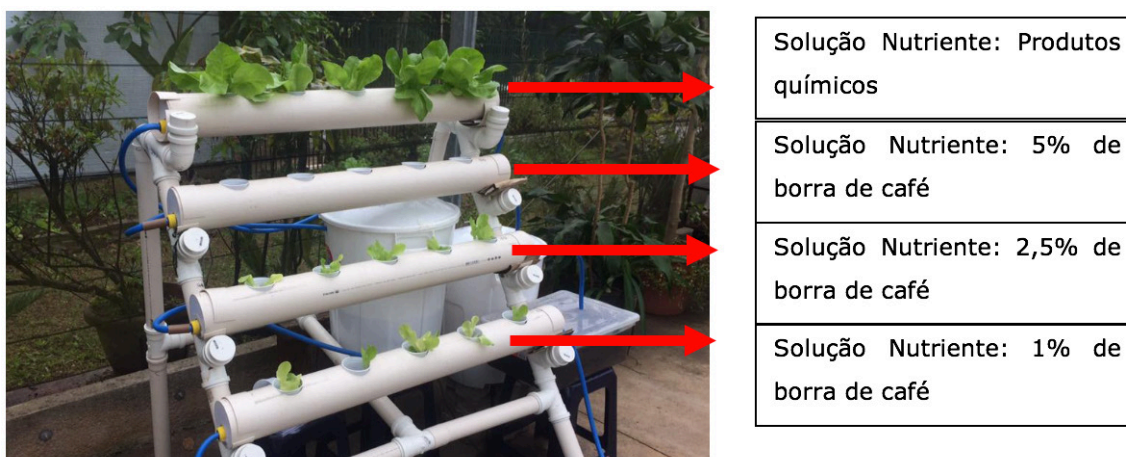
Cada uma das tubulações de maior diâmetro possui cinco furos com 7 cm de diâmetro cada para encaixar os suportes com as mudas e acompanhar o seu crescimento. As mudas foram colocadas em copos plásticos de 200mL, onde foi feito um corte para que as raízes ficassem em contato com as soluções. Acoplou-se em cada um dos canais de cultivo mangueiras como meio de transporte das soluções nutrientes em teste para que essas

circulassem pelas tubulações. Foram utilizadas bombas de aquário submersas para o transporte. Cada solução foi preparada em 20 litros de água. A borra de café foi colocada em filtros de pano, comumente utilizados para fazer café, e mergulhados na água.

O canal superior foi utilizado como branco ou referência, a solução utilizada foi a tradicional de cultivo hidropônico para hortaliças, como já foi dito, nos outros três canais passaram as soluções nutrientes diferentes que foram preparadas com concentrações distintas de borras de café. Os quatro canais foram operacionalizados com o mesmo tempo de recirculação das soluções nutrientes, devido a um temporizador que reiniciava a circulação a cada hora, bem como as condições climáticas, que foram idênticas, para possibilitar comparações estatísticas do estudo prático.

Os experimentos (cultivos) foram conduzidos na área externa, mais precisamente a estufa do campus, e os preparos das soluções nutrientes e análises químicas e físico-químicas ocorreram no laboratório de Química Ambiental do Centro Universitário Senac Santo Amaro. A figura 02 apresenta o ensaio piloto realizado e a estrutura montada, nesta figura o cultivo já estava ocorrendo há 15 dias.

Figura 02 - Sistema NFT montado e no tempo de 15 dias em operação.



As soluções nutrientes preparadas foram monitoradas em média três vezes por semana, onde foram analisados o pH, condutividade elétrica, quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD) e teor de carbono total, orgânico e inorgânico de cada amostra.

Para a análise do pH utilizou-se o método padrão de análise, o equipamento utilizado foi phmetro QUIMIS 400A, para medir a condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos foi utilizado o condutivímetro Gehaka CG2200, as análises dos teores de carbono (TOC) foram realizadas no equipamento Sievers InnovOx (Laboratory TOC Analyser) - GE. O intuito do monitoramento foi de verificar a variação de cada parâmetro para posteriormente comparar com a solução de referência e a literatura.

Ensaio realizados em NFT

Foram realizados 3 ensaios, o primeiro baseado na literatura e no ensaio piloto, a partir destes concluiu-se que seria interessante testar concentrações de 1%, 2,5% e 5%. Com o sistema montado, o cultivo começou dia oito de setembro de 2016, com as concentrações citadas e a referência (solução convencional de hidroponia).

No segundo ensaio foram testadas as concentrações de 0,25%, 0,5% e 1%, visto que após análises, as concentrações testadas no ensaio anterior não apresentaram bons resultados, o teste iniciou no dia sete de outubro de 2016, tendo também 15 (quinze) dias de duração. Devido a problemas na estrutura do sistema NFT, que geraram vazamentos e diferenças na distribuição da solução através das tubulações, decidiu-se então realizar um terceiro teste com as mesmas concentrações do segundo ensaio. Este ensaio iniciou dia 01 (um) de novembro e terminou dia 23 de novembro.

4.Resultados e Discussões

Neste tópico serão evidenciados e discutidos os resultados dos 3 ensaios e das análises de pH, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD) e teor de carbono (TOC) realizadas. A figura 03 representa o segundo ensaio realizado, onde foram testadas as concentrações de 0,25%, 0,5% e 1%, a tubulação superior contém as mudas utilizadas como referência para o teste.

Figura 03 - Sistema NFT montado para o segundo ensaio



Solução Nutriente: Produtos químicos
Solução Nutriente: 0,25% de borra de café
Solução Nutriente: 0,5% de borra de café
Solução Nutriente: 1% de borra de café

Primeiro Ensaio

Os resultados do ensaio de ecotoxicidade, que foram baseadas nas pesquisas de Ferreira (2011) indicaram que as concentrações trabalhadas nesse ensaio (1%, 2,5% e 5%) atenderiam o desenvolvimento das mudas de alface. A tabela 01 ilustra os resultados obtidos no ensaio.

Tabela 1 – Resultados da inibição, em porcentagem, da germinação de sementes do primeiro ensaio

Inibição					
Sementes	Água	Hipoclorito de Sódio	Amostra 1%	Amostra 2,5%	Amostra 5%
Alface	-	100%	19,58%	-15,87%	32,8%
Pepino	-	100%	32,23%	30,17%	54,96%

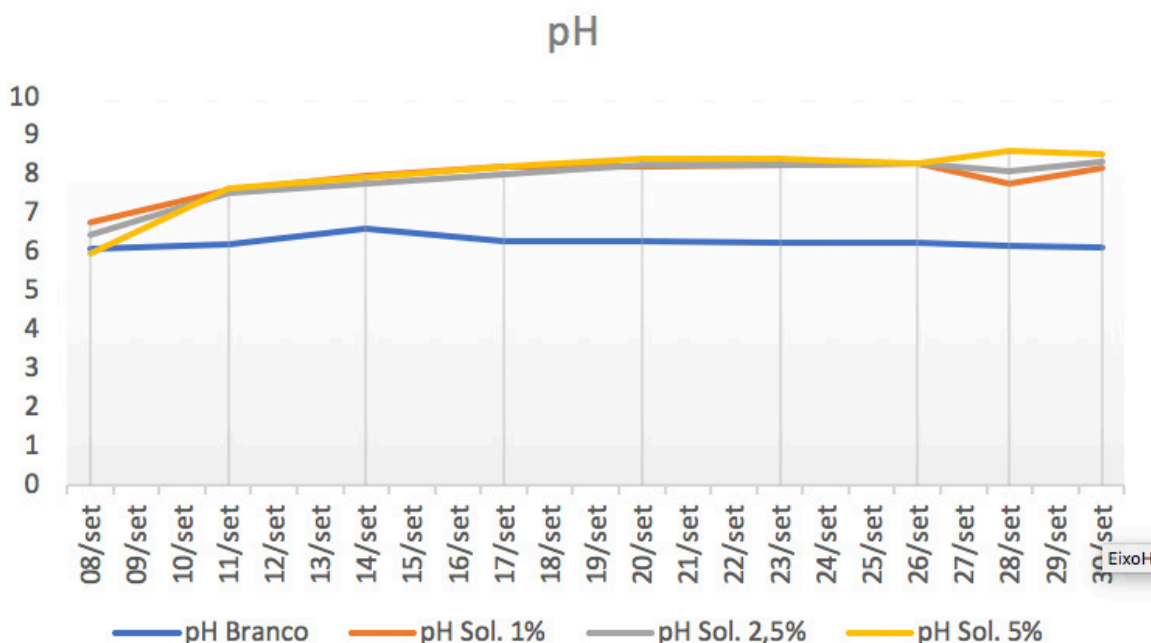
As sementes tiveram 100% de inibição frente à solução inibidora padrão do teste, constituída de hipoclorito de sódio, de acordo com a literatura e nas soluções contendo concentrações diferenciadas de borra de café, houve desenvolvimento.

Na amostra com 2,5% de borra de café, a indicação negativa nas sementes de alface, evidencia que houve germinação superior ao referencial (água), sugerindo que seria uma concentração adequada para a germinação, ou seja, a adição da borra de café contribuiu, nesse caso, para a germinação das sementes. No caso da amostra com 5% de borra de café, em ambas as sementes (alface e pepino), verificou-se maior porcentagem de inibição no desenvolvimento. Como houve germinação em todas as placas contendo as soluções à base de borra de café estas foram utilizadas para testes no sistema NFT montado.

Análises – Primeiro Ensaio

As análises laboratoriais foram realizadas em média três vezes por semana para que houvesse um acompanhamento do comportamento das mudas e das soluções. O pH é um fator que influencia na absorção de nutrientes pelas plantas, ou seja, quando o pH está muito elevado ou muito baixo, a planta não consegue absorver e se aproveitar totalmente dos nutrientes da solução, tornando seu crescimento mais devagar, com baixo rendimento e limitando o desenvolvimento. De acordo com Handley e Navarro (2013), o pH possui influência na disponibilidade de ferro, manganês, boro, zinco e cobre, nutrientes estes necessários para o desenvolvimento das plantas, o crescimento pode ser afetado quando o pH é superior a 7,0. A figura 4 mostra a variação do pH entre os dias 08 e 30 de setembro de 2016, que foi a última verificação.

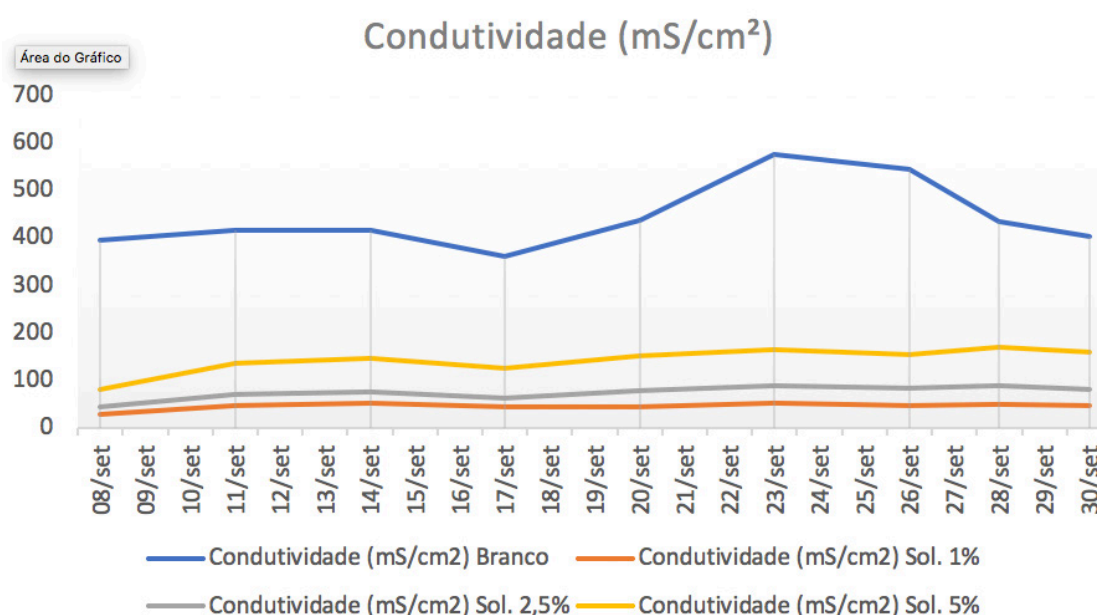
Figura 4: Comparação pH das soluções no primeiro ensaio



Pode-se observar na figura 4 que o pH das amostras aumentou com o passar do tempo, ou seja, se tornou mais básico, no caso das soluções com a borra, o que afetou o desenvolvimento e crescimento, conforme afirmaram Handley e Navarro (2013). Esse aumento também pode ser justificado pela variação de temperatura que as soluções foram submetidas, que facilitaram a liberação de substâncias da borra de café em água.

Outro fator também analisado foi a condutividade elétrica (CE), para Verdonck, Vleeschauer e Boodt (1981), avaliar a condutividade elétrica é avaliar, de maneira indireta, o teor de nutrientes presentes na solução nutritiva que está sendo utilizada, pois quanto maior a concentração de nutrientes, maior será a capacidade da solução nutritiva de conduzir corrente elétrica (STAFF, 1988). Segundo Faquim e Furlani (1999), para o cultivo de alface em NFT, é recomendada que a condutividade seja mantida entre 1,2 mS cm⁻¹ e 1,5 mS cm⁻¹. A figura 5 ilustra a evolução das condutividades no período do teste piloto.

Figura 5: Comparação condutividade elétrica das soluções no primeiro ensaio

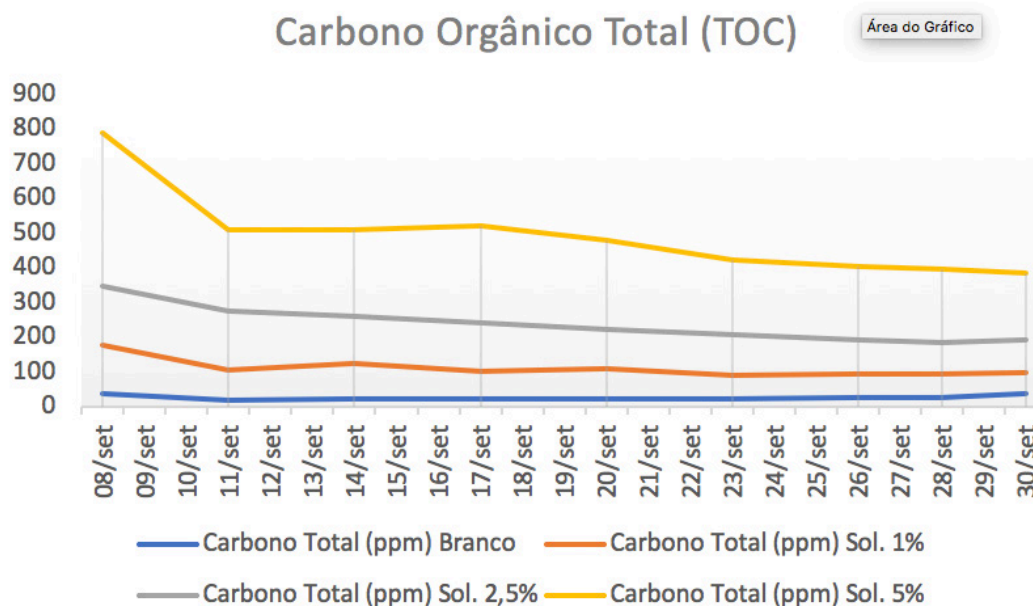


O diagnóstico da condução do estudo piloto obteve resultados muito acima dos indicados por Faquim e Furlani (1999), como pode-se observar na figura 05, apesar desse fator houve o desenvolvimento da alface, mesmo que prejudicado, não sendo o fator de inibição do processo. Conforme Junior et al. (2008), existe muita controvérsia sobre qual o melhor valor a ser adotado e que estes valores também podem variar de acordo com as condições climáticas do local e o tipo de hortaliça cultivada.

Quando se trata de amostras aquosas são consideradas apenas as quantidades de carbonos orgânicos e inorgânicos, onde a soma se denomina carbono total (BENEDETTI, 2012). O carbono orgânico total (TOC) indica a quantidade de carbono orgânico existente na amostra e que estaria disponível para a captação pela planta através de suas raízes.

No caso das soluções contendo borra de café em proporções distintas e se comparadas com o branco (referência), pode-se observar na figura 6, que o TOC apresentou quantidades bastante diferentes umas das outras. O branco (referência), por ser uma solução contendo grande quantidade de sais, não possuindo quantidade considerável de carbono orgânico, manteve suas quantidades de carbono em equilíbrio durante todo o experimento. A figura 6 ilustra como foi o consumo do teor de carbono orgânico pelas mudas.

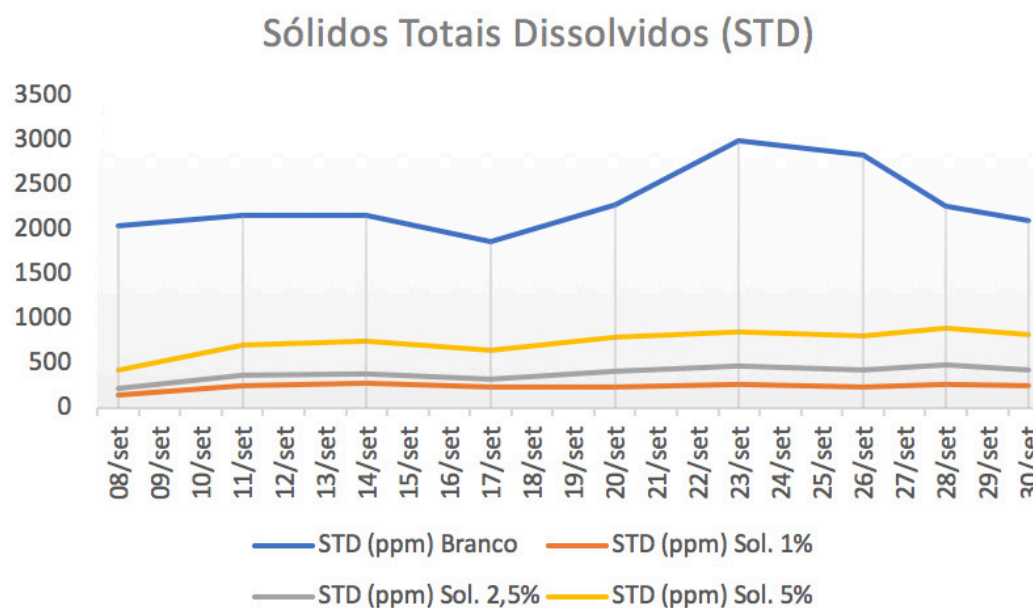
Figura 6: Comparação TOC durante o primeiro ensaio



A redução do TOC ocorreu de maneira mais significativa nas amostras com a solução café e água, onde o maior índice de consumo foi da maior concentração (5%). Todas as amostras reduziram à metade, ou quase metade, sua quantidade inicial de carbono orgânico total, indicando que o consumo pelas mudas de alface foi elevado. Nas soluções com borra de café, o carbono orgânico foi mais absorvido pelas raízes por contribuir substancialmente para o desenvolvimento das folhas, sendo, desta maneira, preferidos pelas raízes.

A quantidade de sólidos indica o total de constituintes minerais na água e as substâncias orgânicas e inorgânicas presentes numa amostra. É também dada na unidade ppm. Os resultados estão apresentados no gráfico da figura 07.

Figura 6: Comparação TOC durante o primeiro ensaio



Como indica a figura 7, a quantidade de sólidos foi sempre maior nas amostras de referência (branco), pelo fato de possuir grande quantidade de minerais. Quanto as amostras com borra de café, as quantidades se mantiveram estáveis, sendo menor que o branco, possuindo, ainda sim, quantidades significativas. Isso pode ser explicado pelo fato de a borra de café dissolver em água, mesmo que esta estivesse em filtro de pano, algumas partículas podem acabar passando pelos poros do filtro e sendo detectadas através das análises.

Após o período de 22 dias corridos de ensaio piloto, cada muda foi avaliada quanto a quantidade de folhas e o tamanho de cada, obtendo os resultados apresentados na tabela 2.

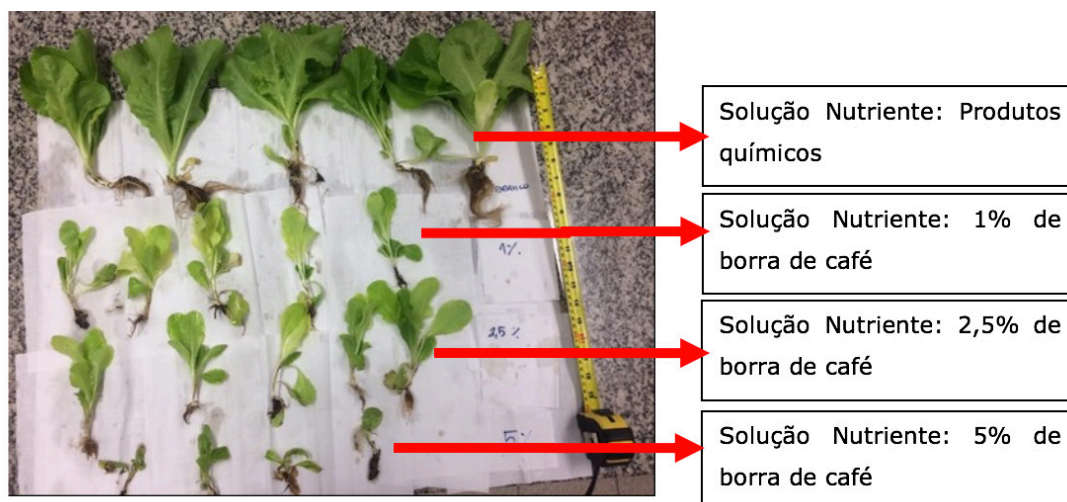
Tabela 2 - Média do tamanho das mudas.

Ensaio: 01	Tipo de Amostra				
	Mudas	BRANCO	Amostra 1%	Amostra 2,5%	Amostra 5%
Média (cm)		29,7	15,9	13,2	8,1
Inibição (%)		-	46,46	55,56	72,73

Como pode-se observar na tabela 2, as amostras com concentração 1%, em comparação com as demais soluções com borra, foram as que obtiveram a maior média de crescimento e menor taxa de inibição, o número de folhas desenvolvidas foi de 7 por muda. Quanto as mudas desenvolvidas em solução de 2,5%, o desenvolvimento de folhas por muda foi superior, chegando a 8 folhas, com média de crescimento de 13,2 cm, as mudas que desenvolveram sob a concentração de 5%, possuíam apenas o desenvolvimento de 4 folhas por muda, sendo que apenas 4 das 5 mudas cultivadas desenvolveram.

As mudas desenvolvidas com a solução padrão de hidroponia desenvolveram em média 10 folhas por muda, com crescimento de 29,7 cm, sendo quase o dobro da maior amostra com solução nutriente feita a base do contado da borra de café e água, a amostra de 1%, que foi de 15,9 cm. A tabela 2 também apresenta as taxas de inibição, onde a amostra com maior concentração (5%) foi a que apresentou maior inibição: 72,73%. Na figura 08 é possível avaliar visualmente o desenvolvimento das mudas.

Figura 08: Foto comparativa das mudas no primeiro ensaio.



Analisando a figura 08, verifica-se a diferença das mudas colhidas após o período de 22 dias, tanto em relação a coloração, quanto a quantidade de folhas, sendo as cultivadas usando as concentrações a base de borra de café com cores mais próximas ao amarelo, podendo indicar deficiência em relação aos nutrientes necessários para o desenvolvimento saudável de uma planta.

Segundo Ensaio

Após o primeiro ensaio verificou-se que altas concentrações de borra de café não produziram bons resultados, como foram mostrados no ensaio ecotoxicológico, decidiu-se então, testar concentrações menores: 0,25%, 0,5% e 1%. A tabela 3 mostra os resultados do segundo teste de ecotoxicidade realizado. Nesse ensaio foram usados três tipos de soluções como padrão, a água de torneira, a água de um dos bebedouros do centro universitário e a água destilada.

Tabela 3 - Cálculo de inibição, em porcentagem, de germinação de sementes do segundo teste

Porcentagem de inibição					
Sementes	Água	Hipoclorito de Sódio	Amostra 0,25%	Amostra 0,5%	Amostra 1%
Alface (torneira)	-	24,73	10,75	-59,14	-56,77
Alface (bebedouro)	-	2,78	-15,28	-105,56	-102,5
Alface (destilada)	-	-42,14	-96,08	-144,01	-290,2

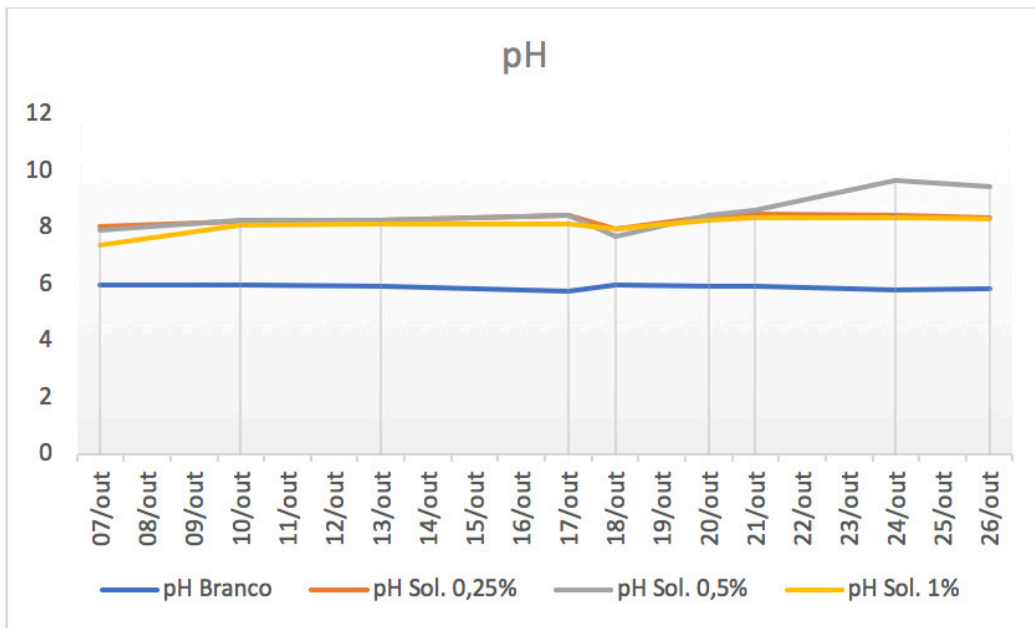
A partir da tabela 3 é possível observar que houve crescimento diante ao hipoclorito de sódio, diferentemente do primeiro teste, pode-se ligar esse fato, a algum erro no preparo da solução ou anomalia e adaptação das sementes, novos testes devem ser realizados para verificar o ocorrido. As amostras que apresentaram menor desenvolvimento foram as com água destilada, onde a média de crescimento foi de 0,51 cm, enquanto a com água da torneira e do bebedouro possuíam média de crescimento de 0,8 cm. As amostras com concentração de 0,25% apresentaram maior germinação em relação ao referencial: água destilada, dado que o sinal negativo indica germinação superior ao referencial, sendo o dobro da média de crescimento, chegando a 1,0 cm. Quanto as amostras de 0,5%, o valor da taxa de inibição foi maior que o dobro do tamanho do referencial, enquanto a amostra de 1% chegou a ser quase três vezes maior. Esses dados indicaram que todas as amostras desenvolveram de maneira muito superior às amostras de controle, decidiu-se então dar continuidade aos ensaios com essas concentrações.

Análises – Segundo Ensaio

Após os resultados satisfatórios obtidos nos ensaios ecotoxicológicos, foram cultivadas novas mudas com as concentrações de 0,25%, 0,5% e 1% de borra de café em água, e realizadas as mesmas análises do primeiro ensaio.

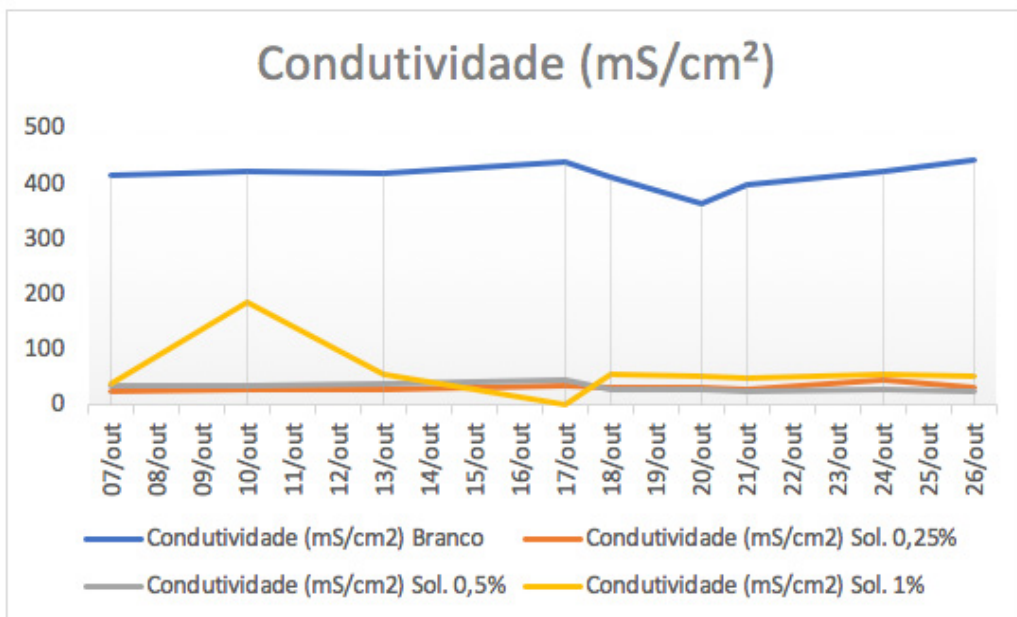
Quanto ao pH dessas amostras, assim como as primeiras, acabaram se tornando mais básicas, e é importante destacar que as amostras já apresentaram pH em torno de 8 inicialmente, assim como indica a figura 09.

Figura 09- Comparação pH das soluções no segundo ensaio



No início das análises, as soluções a base de café, apresentaram pH parecidos, as variações posteriores podem ser explicadas por problemas de vazamento nas tubulações, onde, para manter a mesma quantidade de água e o funcionamento do sistema, foi necessário completar com uma quantidade de água para que o sistema funcionasse corretamente e sem prejuízos as bombas submersas. Esse fato pode ter contribuído para o baixo rendimento do cultivo ao final do teste, reforçando o que os autores Handley e Navarro (2013) discutiram sobre o pH elevado. Durante esse cultivo a temperatura se manteve bem elevada no local, o que também pode interferir na variação do pH das amostras. Também foi realizada a análise da condutividade das amostras (figura 10).

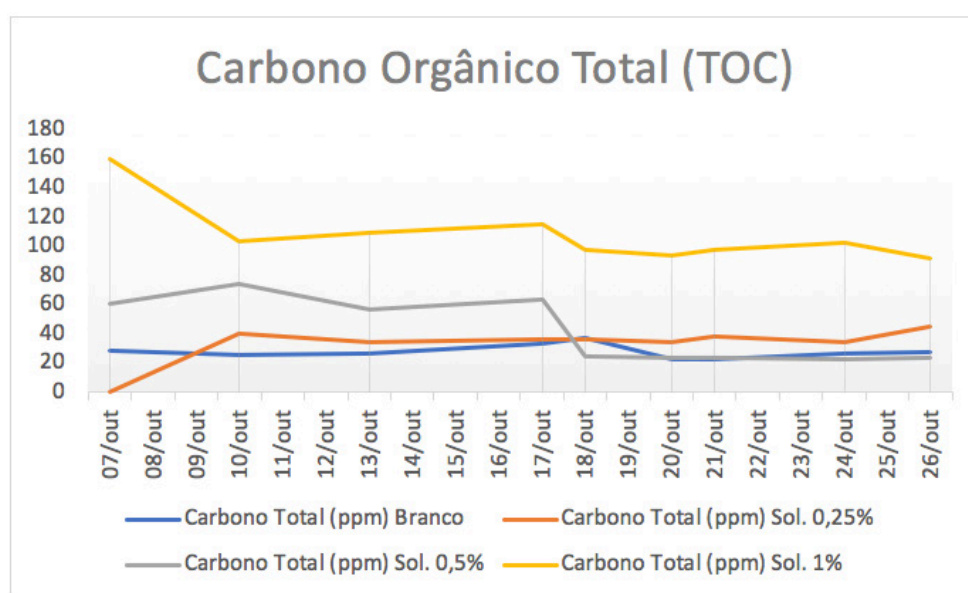
Figura 10 - Comparação condutividade das soluções no segundo ensaio



Em relação a condutividade elétrica, ao contrário do pH, as amostras obtiveram valores constantes da metade do período até o fim, assim como pode-se observar na figura 10, tendo a amostra de 1% um pico de variação entre os primeiros dias e o decaimento na metade do período até o fim. A solução de referência mantém seu valor superior, pois sua quantidade de íons é maior que nas demais, seguindo o padrão do primeiro ensaio. Como as concentrações diminuíram, comparadas ao primeiro ensaio, a condutividade também diminuiu, apresentando valores bem menores que as amostras testadas inicialmente.

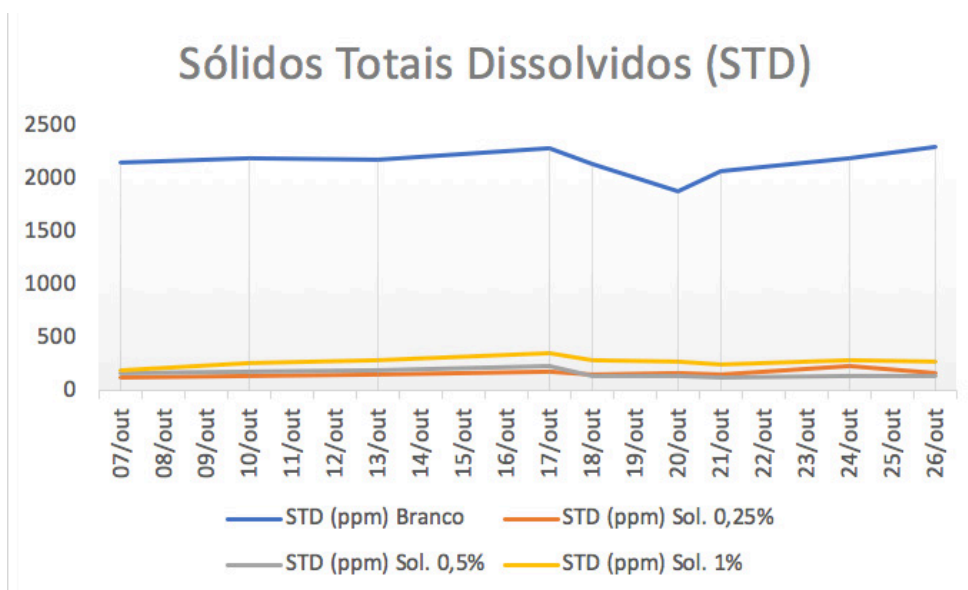
Para o teor de carbono orgânico da amostra esperava-se que os valores decrescessem, assim como no primeiro teste, indicando o consumo do carbono, o que não ocorreu em todos os momentos, a solução de 0,5% ilustra bem a situação, vide figura 11, tendo dois picos em sua reta. Assim como já foi citado, essa variação pode ser explicada pelo vazamento do sistema, onde as soluções sofreram ajustes que influenciaram nesses resultados.

Figura 11- Comparação TOC das soluções no segundo ensaio.



Finalmente, tratando do segundo teste, a última análise realizada foi a de sólidos totais dissolvidos (STD), os resultados são apresentados na figura 12.

Figura 12- Comparação STD das soluções no segundo ensaio.



Assim como na condutividade, a referência (branco) se manteve superior às soluções com concentrações de café, devido a sua grande quantidade de minerais nela inserida. Nessa análise as soluções se mantiveram estáveis quanto a quantidade de sólidos, sem grandes variações em seus valores, assim como mostra a figura 12.

Após 20 dias do cultivo, as mudas foram medidas e calculadas as médias de tamanhos de cada uma, os valores são apresentados na tabela 4.

Tabela 4 – Média de crescimento no segundo ensaio.

Ensaio: 02	Tipo de Amostra				
	Mudas	BRANCO	Amostra 0,25%	Amostra 0,5%	Amostra 1%
Média (cm)		22,2	18,7	11,1	14,4
Inibição (%)		-	15,77	50,0	35,14

Comparando com o primeiro teste, as amostras de 0,25% apresentaram maior crescimento de suas mudas, tendo em média 18,7 cm de crescimento, apesar dos contratempos. Nas soluções de 0,5% e 1%, não houve o desenvolvimento de uma muda de cada, ou seja, das 5 mudas cultivadas apenas 4 desenvolveram, como se pode observar na figura 13. As alfaces que foram desenvolvidas em solução de hidroponia também estiveram defasadas quanto ao primeiro experimento, por conta das dificuldades já relatadas das condições climáticas e na estrutura do sistema.

Figura 13 - Foto comparativa das mudas no segundo ensaio

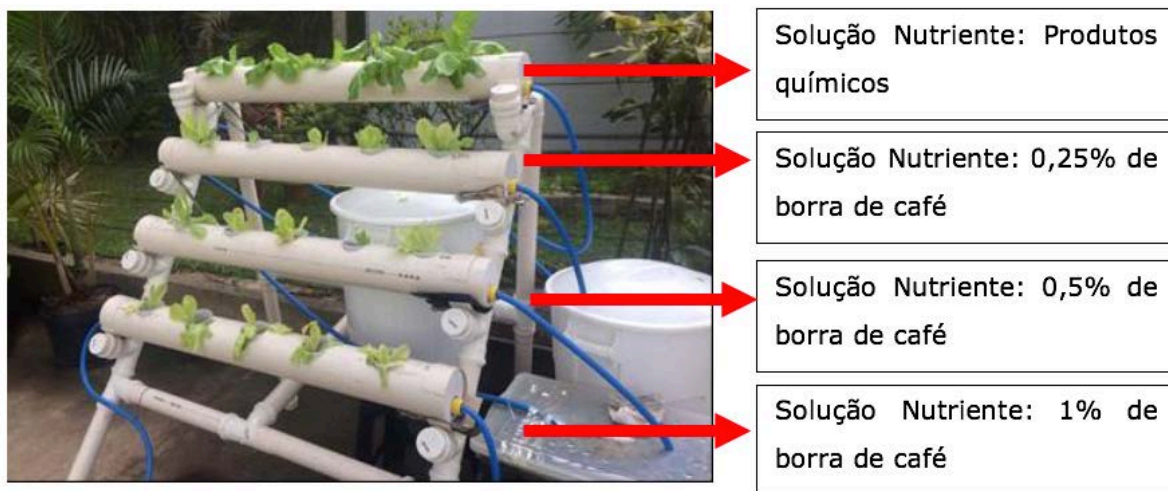


Com todos os problemas enfrentados decidiu-se então realizar mais um teste com as mesmas concentrações, pois todas as soluções, tanto as soluções a base de borra de café, quanto a de referência, obtiveram crescimento defasado em relação ao primeiro ensaio. No período do segundo teste a temperatura se manteve elevada, o que também pode ter sido fator importante de influência negativa sobre o sistema.

Terceiro Ensaio

Com o ensaio de ecotoxicidade tendo mostrado bom rendimento para as concentrações menores, e o segundo teste ter sido defasado em relação ao primeiro, deu-se início então ao terceiro ensaio, verificar figura 14.

Figura 14 - Sistema NFT montado para o terceiro ensaio

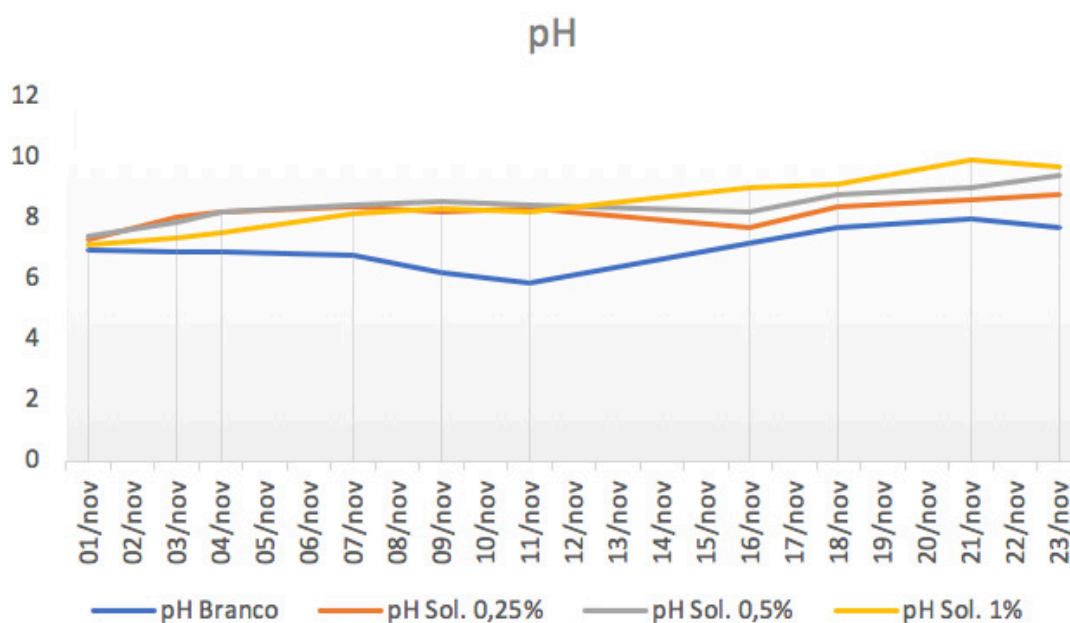


Análises – Terceiro Ensaio

Novas análises foram realizadas para as soluções que foram refeitas com as mesmas concentrações de borra de café por litro de água.

Iniciando a discussão dos resultados das análises pelo pH, observa-se que as amostras estiveram entre 6 e 8, vide figura 15.

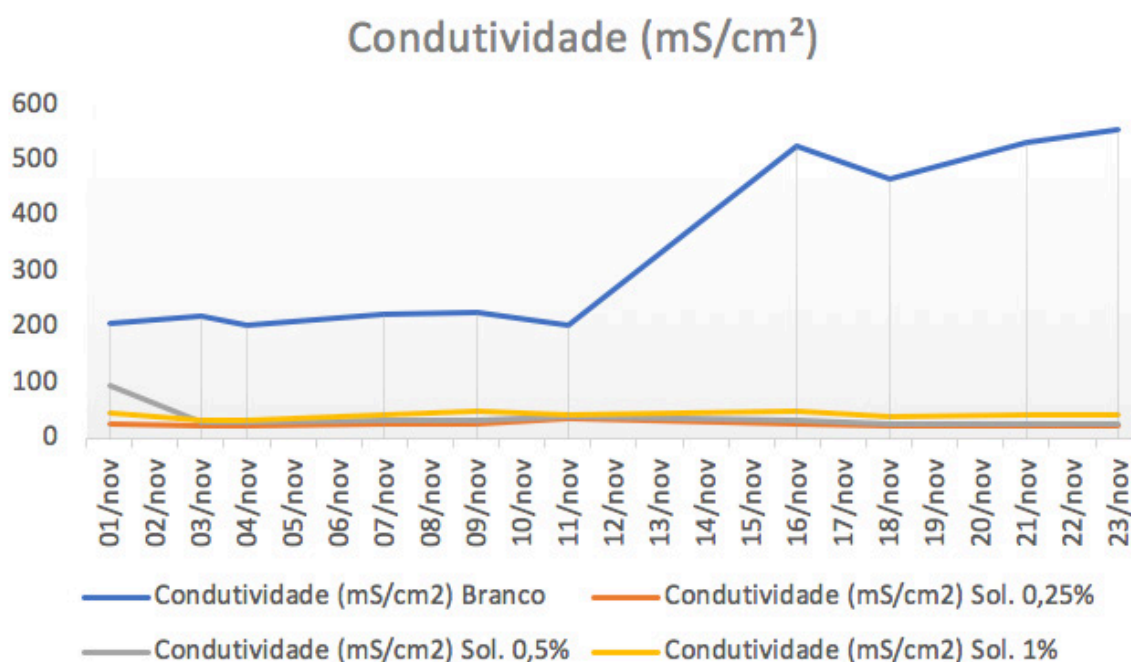
Figura 15- Comparação pH das soluções no terceiro ensaio.



As soluções com concentrações de 0,5% e 1% chegaram a um pH bastante próximo de 10, vale lembrar que de acordo com Handley e Navarro (2013), pH acima de 7 pode interferir no desenvolvimento das mudas, devendo ele estar sempre próximo ao neutro, faixa em que as amostras com 0,25% de borra de café e a referência estiveram.

Os próximos resultados analisados (figura 16) são os valores de condutividade das soluções utilizadas.

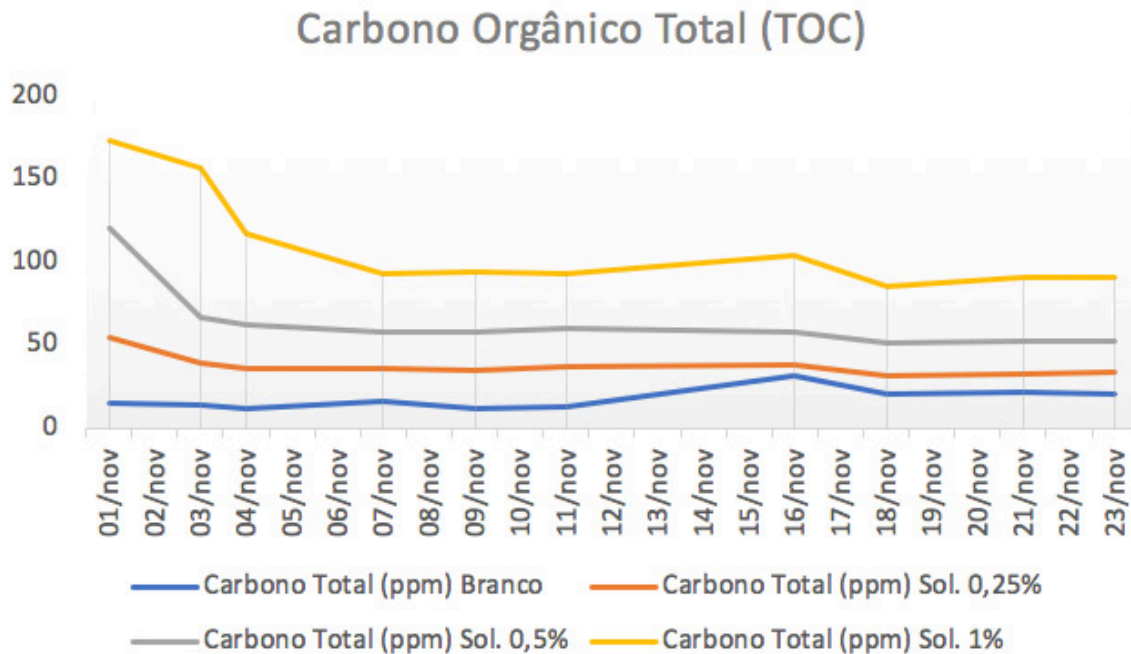
Figura 16 - Condutividade das soluções no terceiro ensaio.



Quanto as misturas com borra de café, os valores se mantiveram parecidos entre as amostras, entre 20 e 40 mS/cm², bem acima do indicado por Faquim e Furlani (1999). A variação da solução com produtos químicos pode ser justificada por um vazamento ocorrido durante o período, tendo que ser a solução substituídas por uma nova, acarretando assim em valores diferentes na condutividade, na metade do período de operação até o final, variando seu valor, chegando a ser maior que dobro do início.

Sobre os valores de teor de carbono (TOC) das amostras, pode-se concluir que as curvas se assemelham as do primeiro teste e se comportam como esperado, sendo decrescentes, indicando o consumo do carbono pelas mudas. A partir da figura 17 é possível notar também que houve uma tendência dos valores, ao final do teste, em se tornarem constantes, ou seja, as mudas a partir daquele período já haviam consumido a quantidade de carbono máxima necessitada por elas.

Figura 17 - Comparação TOC das soluções no terceiro ensaio.



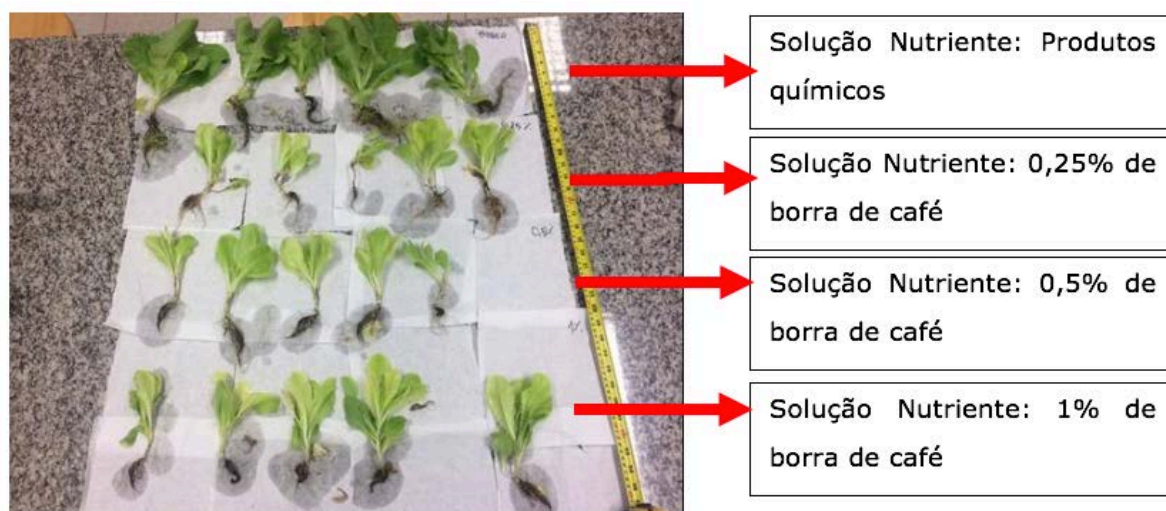
Seguindo o padrão de análise, ao fim do período de 20 dias as mudas foram medidas e calculadas as médias de crescimento de cada uma, os resultados estão apresentados na tabela 5.

Tabela 4 – Média de crescimento no segundo ensaio.

Ensaio: 02	Tipo de Amostra			
	BRANCO	Amostra 0,25%	Amostra 0,5%	Amostra 1%
Mudas				
Média (cm)	30,4	23,3	21,2	18,2
Inibição (%)	-	23,57	30,16	23,57

Analisando os valores contidos na tabela 5 percebe-se que a média de crescimento da solução de referência foi superior dentre os outros ensaios e as amostras com concentrações de café possuíram valores maiores que a metade do branco, sendo a amostra de 0,25% com maior média de crescimento. A figura 18 permite avaliar visualmente o crescimento e coloração das mudas.

Figura 14 - Sistema NFT montado para o terceiro ensaio



Nota-se a diferença de coloração entre as amostras cultivadas a base de borra café e a referência, indicando como já foi discutido, a possível falta de nutrientes essenciais.

5. Conclusão

De acordo com os autores Bonilla Hermosa (2014), Viotto (1991), Ferreira (2011), Torres et al (2012), a borra de café possui grande quantidade de nutrientes minerais, que favorecem o crescimento e desenvolvimento das mudas, e Oliveira e Costa (2014) ressaltam a necessidade de dar novas destinações aos resíduos gerados pela cafeicultura, diminuindo o volume de descarte e afirmando assim a importância desta pesquisa em relação ao cultivo utilizando-se do nutriente borra de café. Contudo, pesquisas que utilizam apenas a borra de café como base para a solução nutriente em cultivos hidropônicos não foram encontradas em bases eletrônicas, sendo assim, esta é uma nova pesquisa realizada, dificultando comparações com literaturas.

Com os dados analisados, sabe-se que a borra de café possui potencial para ser utilizada em cultivos de alface hidropônica, mas que em comparação com a solução comumente usada, obteve alguns déficits quanto ao crescimento. Concluiu-se que grandes quantidades, como as do primeiro ensaio, podem prejudicar o desenvolvimento. Por essa razão foi feita a redução das concentrações que inicialmente eram 1%(g.L-1), 2,5%(g.L-1) e 5%(g.L-1) para as quantidades de 0,25%(g.L-1), 0,5% (g.L-1) e 1% (g.L-1).

Sobre as mudas, como já foi discutido, a coloração das desenvolvidas em solução à base de borra de café foi diferente em relação a de referência (desenvolvida em solução química comum de hidroponia) sendo mais amareladas e mais frágeis que as cultivadas em solução química e com raízes menores, o que pode indicar a necessidade de nutrientes para o desenvolvimento adequado. As altas temperaturas aliada aos problemas com os canais de cultivo também interferiram no desenvolvimento, onde mudas receberam quantidades de solução elevadas, enquanto outras poucas quantidades.

Apesar dos ensaios de ecotoxicidade indicarem crescimento muito superior ao seu referencial, é importante ressaltar que as condições que o teste foi realizado são consideradas "ideais", pois não recebem interferências de clima, luz e etc.

Em relação à viabilidade do processo ficou evidenciado que há uma tendência de aproximar os resultados obtidos com uma solução de nutrientes químicos padrão, frente a uma solução

contendo borra de café, principalmente com as quantidades do segundo e do terceiro ensaio. São necessárias ainda pesquisas que complementem as concentrações utilizadas, acrescentando os nutrientes necessários para o crescimento saudável, aproximando-se do referencial ou testes com quantidades menores de borra.

Os resultados de pesquisas como esta aliados a outras descobertas, caso colocados em prática em grandes produções comerciais de produtos hidropônicos, podem potencializar a redução de um resíduo que hoje é descartado como resíduo sólido urbano. O aproveitamento deste resíduo como matéria prima do processo de produção pode agregar valor econômico, assim como afirmam Cabral e Moris (2010). Este fato, divulgado para a sociedade, poderá reduzir a rejeição do consumo deste tipo de plantio contribuindo para cultivos mais sustentáveis.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CAFÉ (ABIC). **Notícias - Mercado de cafés especiais deve crescer 19% em 2018**. 2018a. Disponível em <http://abic.com.br/mercado-de-cafes-especiais-deve-crescer-19-em-2018/>. Acesso em: 17 jun. de 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CAFÉ (ABIC). **Indicadores das indústrias de café**. 2018b. Disponível em <http://abic.com.br/estatisticas/indicadores-da-industria/indicadores-da-industria-de-cafe-2018/>. Acesso em: 17 jun. de 2019.

BENEDETTI, Stella. **AVALIAÇÃO DO TEOR DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL NA QUALIDADE DA ÁGUA: APLICAÇÃO NA RADIOFARMÁCIA**. 2012. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. Disponível em http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Stella%20Benedetti_M.pdf Acesso 13 de outubro de 2016

BONILLA HERMOSA, Verónica Alejandra. Aproveitamento dos resíduos do processamento semi-seco do café para a produção de compostos de valor agregado. 2014. Dissertação de mestrado. UFLA, 2014. Minas Gerais – MG.

CABRAL, M. S, MORIS, V. A. S. **Reaproveitamento da borra de café como medida de minimização da geração de resíduos**. São Carlos-SP, 2010. Disponível em http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2010_tn_stp_121_788_17072.pdf Acesso em 09 de outubro de 2016

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Ensaio de germinação e alongamento de raízes. São Paulo, 2015. Disponível em: <<http://solo.cetesb.sp.gov.br/solo/programa-de-monitoramento/biomonitoramento/ensaio-de-germinacao-e-alongamento-de-raizes/>>. Acesso em 09 de outubro de 2016

DANTAS, A. M. **Materiais orgânicos e produção de alface americana**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina veterinária. Universidade de Brasília, 2011, 38 folhas. Monografia. Disponível em http://bdm.unb.br/bitstream/10483/1830/1/2011_AurelianoMoraisDantas.pdf Acesso em 11 de outubro de 2016

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Produção de hortaliças em cultivo hidropônico, 2014. Disponível em <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2161082/producao-de-hortalicas-em-cultivo-hidroponico-e-tema-de-curso>. Acesso em 11 de outubro de 2016 em 11 de outubro de 2016.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Notícias**. 2015. Disponível em <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2574254/cafe-e-a-segunda-bebida-mais-consumida-no-brasil> Acesso em 09 de outubro de 2018.

FAQUIM V; FURLANI PR. 1999. Cultivo de hortaliças de folhas em hidroponia em ambiente protegido. **Informe Agropecuário 200/201**: 99-104.

FERREIRA, Anabela. Influência da borra de café no crescimento e nas propriedades químicas e biológicas de plantas de alface (*Lactuca sativa* L.). 2011. Tese de Doutorado. Instituto Politécnico de Bragança, Escola Superior Agrária. Disponível em <https://bibliotecadigital.ipb.pt/handle/10198/6889>. Acesso em 11 de outubro de 2016

HUNDLEY, Guilherme Crispim; NAVARRO, Rodrigo Diana. Aquaponia: a integração entre piscicultura e a hidroponia. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 3, n. 2, 2013. Disponível em https://www.researchgate.net/profile/Antonio_Goncalves13/publication/262760735_Effect_of_electric_conductivity_ionic_concentration_and_flow_of_nutrient_solutions_in_the_production_of_hidroponic_lettuce/links/0046353ac32c5730e0000000/Effect-of-electric-conductivity-ionic-concentration-and-flow-of-nutrient-solutions-in-the-production-of-hidroponic-lettuce.pdf. Acesso em: 19 de jun. de 2019.

Junior, C. H., Rezende, R., de Freitas, P. S. L., Gonçalves, A. C. A., & Frizzone, J. A. **Influência da condutividade elétrica, concentração iônica e vazão de soluções nutritivas na produção de alface hidropônica**. Ciênc. agrotec., v. 32, n. 4, 2008.

OHSE, S; NETO, D. D; MANFRON, O. S. S. Qualidade de cultivares de alfaces produzidos em hidroponia. Santa Maria, RS. 1998. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-90162001000100027. Acesso em 11 de outubro de 2016

OLIVEIRA, M. D; MINAMI K; ROSSI, R. A. Avaliação do uso da borra de café como substrato para a horticultura. São Paulo, 2011. Disponível em: <https://uspdigital.usp.br/siicusp/cdOnlineTrabalhoVisualizarResumo?numeroInscricaoTrabalho=4388&numeroEdicao=16>. Acesso em 10 de outubro de 2016

OLIVEIRA, P. P; COSTA, A. C; LIMA, W. L. Utilização da Borra de Café na Produção de Mudanças de Chicória. Dourados-MS, 2014. Disponível em: <http://www.aba-agroecologia.org.br/revistas/index.php/cad/article/viewFile/16748/10452>. Acesso em 11 de outubro de 2016

PREFEITURA DE SÃO PAULO. **Coleta seletiva**. 2019. Disponível em <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/amlurb/coleta_seletiva/index.php?p=229723>. Acesso em 18 de jun. de 2019.

STAFF, H. **Hidroponia**. 2. ed. Cuiabá: Sebrae/MT, 1998. 86 p.

TORRES, A. J. ; BREGAGNOLI, M. ; Monteiro, J.M.C. ; CARVALHO, C. A. M. Emergência de Plântulas de Cafeeiro em Substratos de Borra de Café. **Revista Agrogeoambiental**, v. 4, p. 29-36, 2012.

VERDONCK, O.; VLEESCHAUWER, D.; BOODT, M. **The influence of the substrate to plant growth**. Acta Horticulturae, Wageningen, v. 126, p. 251-258, 1981.

VIOTTO, L. A. **Projeto e avaliação econômica de sistemas de secagem de borra de café**. Campinas-SP, 1991.

Estudo da tratabilidade de lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO₂

Study of treatability of landfill leachate by advanced oxidation processes photo-Fenton and heterogeneous photocatalysis with TiO₂

Gabriel Ishimaru¹, Thauani de Almeida Santos¹, Emília Satoshi Miyamaru Seo²

¹ Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária pelo Centro Universitário Senac

² Professora e Pesquisadora do Centro Universitário Senac

{gabrielishimaru@gmail.com, thauanisantos@hotmail.com, emilia.smseo@sp.senac.br}

Resumo. O lixiviado de aterro sanitário possui composição complexa e é altamente poluente. Dentre as diversas técnicas utilizadas para o tratamento deste efluente antes do seu descarte estão os Processos Oxidativos Avançados (POAs). Este estudo visou avaliar a potencialidade dos POAs foto-Fenton e fotocatalise heterogênea com TiO₂ para o tratamento do lixiviado. Para isso, ensaios de bancada foram realizados com diferentes concentrações de reagentes em variados tempos de reação para cada um dos dois processos estudados. Os ensaios de tratabilidade foram realizados no laboratório de química do Centro Universitário Senac – Santo Amaro, sendo avaliados os parâmetros de DQO, COT, turbidez, pH e temperatura. Os ensaios de foto-Fenton resultaram em boa remoção de material orgânico (até 83% de remoção de COT) e diminuição da turbidez. Os ensaios de fotocatalise de TiO₂ resultaram em diminuição da carga orgânica (até 53% de remoção de COT), porém um aumento da turbidez nos ensaios pode ter influência no desempenho do potencial de tratabilidade do mesmo.

Palavras-chave: Lixiviado de aterro sanitário, tratamento de efluentes, processos oxidativos avançados.

Abstract. The leachate of landfill has complex composition and is highly polluting. Among the various techniques used for the treatment of this effluent before your disposal are the Advanced Oxidation Processes (AOPs). This study aimed to evaluate the potentiality of the AOPs photo-Fenton and heterogeneous photocatalysis with TiO₂ for the treatment of leachate. For that, bench tests were performed with different concentrations of reactants at different reaction times for each of the two cases studied. Treatability tests were performed in the laboratory of chemistry of the Centro Universitário Senac - Santo Amaro, being evaluated the parameters COD, TOC, turbidity, pH and temperature. The tests of photo-Fenton resulted in good removal of organic material (up to 83% of TOC removal) and decrease in turbidity. The tests of photocatalysis of TiO₂ resulted in reduction of organic load (up to 53% of TOC removal), but an increase of turbidity in the tests may have influence on the performance of treatability of the same potential.

Key words: Landfill leachate, wastewater treatment, advanced oxidation processes.

1. Introdução

O lixiviado é um efluente líquido gerado em aterros sanitários que se origina da decomposição do material putrescível presente nos resíduos sólidos dos aterros. Popularmente, o lixiviado é conhecido como chorume, entretanto há uma diferença entre os termos, já que o chorume é constituído somente do líquido originado da decomposição da matéria orgânica e o lixiviado se constitui da solução do chorume com a água de origem superficial (chuva ou escoamento) e de origem subterrânea (infiltração) que transporta materiais dissolvidos ou suspensos, proveniente da digestão anaeróbia da matéria orgânica (SÁ; JUCÁ; DA MOTTA SOBRINHO, 2012).

O descarte do lixiviado sem tratamento é considerado um problema ambiental devido ao alto potencial de contaminação dos recursos hídricos e do solo, visto que dentre suas características configuram a elevada carga orgânica e as altas concentrações de poluentes tóxicos, como metais pesados e micro-organismos patogênicos (LANGE; AMARAL, 2009).

No Brasil, a importância do tratamento de lixiviado tem crescido proporcionalmente à implantação de aterros sanitários. Em uma margem de 9 anos (entre 2007 e 2016), o aumento percentual de geração de resíduos sólidos foi de 27,25%, passando de 168.493 toneladas para 214.405 toneladas/dia, sendo que no ano de 2016, 41,7 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos foram enviados para aterros sanitários (ABRELPE, 2016). Com o advento de novos aterros devido à crescente demanda pela destinação dos resíduos, há um aumento na quantidade de lixiviado coletado pelo sistema de drenagem. Esta nova realidade exige dos aterros um planejamento cuidadoso que reduza ao máximo a área exposta e trate o lixiviado, não se limitando somente em descarregar, compactar e cobrir.

De maneira geral, não existem tecnologias que, atuando isoladamente, consigam tratar efluentes tão recalcitrantes e com elevada carga orgânica como o lixiviado oriundo de aterros sanitários. Os processos convencionais de tratamento são baseados em sistemas cujas preocupações principais estão associadas principalmente ao custo e à eficiência do processo (PACHECO, 2004).

Grande parte do tratamento para lixiviado de aterro sanitário envolve a utilização de processos biológicos e físico-químicos, estes últimos objetivando o aumento da degradabilidade da matriz (pré-tratamento) ou a remediação de parâmetros que a rotina biológica não permite (polimento final). Embora estes procedimentos permitam uma remoção parcial da cor e da carga orgânica, não há garantias de significativa melhora na degradabilidade das principais classes de poluentes, sobretudo, por não proporcionar alterações químicas profundas no substrato a ser tratado. Para matrizes recalcitrantes, portanto, existe a necessidade de se integrar outros processos que obtenham um poder maior de degradação (MORAIS, 2005; BRITO et al., 2010).

O caráter predominantemente recalcitrante, ou seja, de difícil degradação do lixiviado oriundo de aterros sanitários é uma barreira aos processos biológicos, instigando pesquisas sobre pré-tratamento e polimento, especialmente para remoção e/ou diminuição de compostos recalcitrantes e tóxicos a microbiota (MONTEIRO, 2012). Técnicas alternativas, como os Processos Oxidativos Avançados, que podem degradar compostos tóxicos presentes no lixiviado, aliadas a métodos de controle aprimorado, tem se tornado uma demanda em aterros (BRITO et al., 2010).

Atualmente, as tecnologias de tratamento mais comuns para tratar este tipo de efluente são as lagoas de estabilização e os sistemas de lodos ativados, que são processos tradicionais para degradabilidade da matéria orgânica, ou seja, pouco se investe nos POAs para remoção de matéria orgânica recalcitrante.

Dentro deste contexto, justifica-se o estudo de diferentes POAs no tratamento do lixiviado, visto que estes despontam como uma promissora alternativa, devido às suas características de elevada capacidade e velocidade de degradação, fazendo com que o tratamento possa obter um efluente dentro dos padrões para descarte (CAVALCANTI et al., 2015).

Os POAs são tecnologias limpas e eficientes, que envolvem a geração de radical hidroxila ($\bullet\text{OH}$) altamente oxidante capaz de degradar as moléculas mais recalcitrantes em compostos biodegradáveis ou até realizar a mineralização completa destas moléculas em CO_2 , H_2O e íons inorgânicos (MIKLOS et al., 2018). A alta eficiência destes processos está baseada no fato de que as constantes de reação para as reações entre os radicais $\bullet\text{OH}$ e muitos poluentes orgânicos são altas (BRITO; SILVA, 2012).

Os principais tipos de POAs são: químicos (processo Fenton), fotoquímicos (incluindo $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3/UV , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, foto-Fenton, fotocatalise heterogênea), sonoquímicos (incluindo US , O_3/US , $\text{H}_2\text{O}_2/\text{US}$, fotocatalise/ US , sono-Fenton), e eletroquímicos (incluindo oxidação anódica, eletro-Fenton, fotoeletro-Fenton, sono-eletroquímico, sonoeletro-Fenton). Em muitas combinações de POAs existem efeitos de sinergia, ou seja, a eficiência do processo é maior que a simples soma das duas (ou mais) técnicas (FIOREZE; SANTOS; SCHMACHTENBERG, 2014).

Dentre os POAs mencionados, serão estudados neste trabalho a fotocatalise heterogênea com TiO_2 e o processo de foto-Fenton. Os parâmetros analisados experimentalmente serão a remoção de matéria orgânica, turbidez, entre outros. Neste cenário, o presente trabalho busca verificar se os processos de fotocatalise heterogênea com TiO_2 e de foto-Fenton são adequados para a degradabilidade da matéria orgânica recalcitrante presente no lixiviado, por meio da análise dos parâmetros de DQO e COT.

2. Materiais e Métodos

Materiais

Os materiais utilizados para a realização deste trabalho foram: o lixiviado proveniente de um aterro sanitário e os reagentes utilizados para os tratamentos que são: dióxido de titânio (TiO_2), sulfato ferroso heptahidratado ($\text{Fe}(\text{SO}_4)\cdot 7\text{H}_2\text{O}$) e peróxido de hidrogênio (H_2O_2).

Além dos reagentes e do efluente, foram utilizadas vidrarias como béqueres, cubetas, pipetas, provetas, balões volumétricos; agitadores magnéticos Solab; balança analítica; água destilada; e, água para refrigeração.

Os equipamentos para medição dos parâmetros utilizados foram: peagâmetro QUIMIS Q-400a; turbidímetro PoliControl modelo AP-2000; analisador de carbono orgânico total GE Autosampler modelo TOC Sievers M9; espectrofotômetro La Mont; e, termo digestor PoliControl.

Coleta do lixiviado

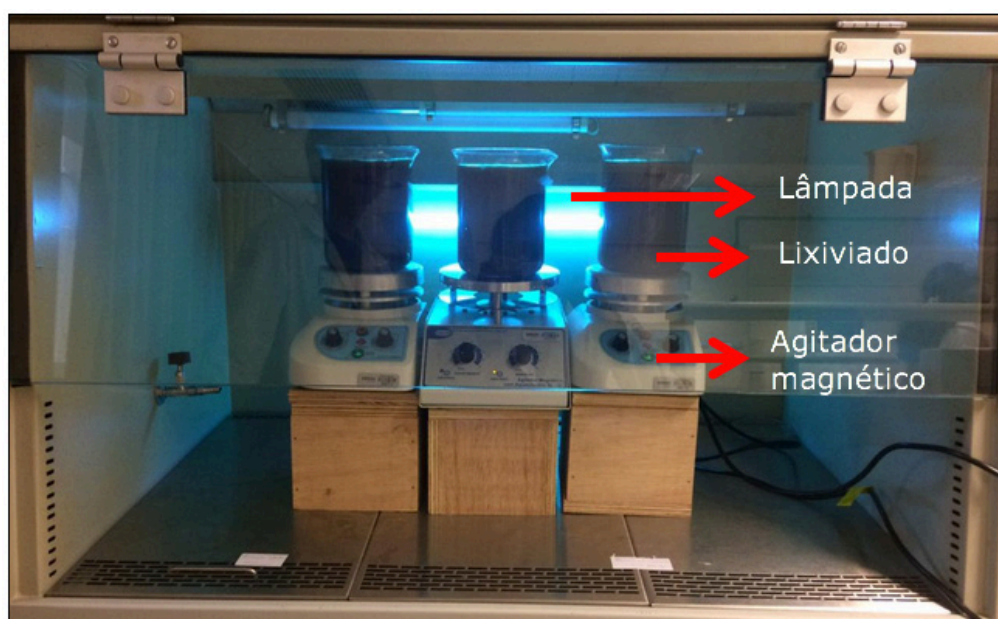
A coleta do lixiviado foi realizada de acordo com a norma estabelecida pela NBR 9.898 (1987), que delimita as condições de coleta e preservação da amostra para efluentes líquidos domésticos e industriais. Foram coletados, aproximadamente, 60 litros de lixiviado no dia 25 de agosto de 2018, após dias com incidência de chuva na região. O efluente foi armazenado em bombonas plásticas acondicionadas em temperatura ambiente e protegidos da luz.

Não foram autorizadas a divulgação do aterro sanitário em que foi coletado o efluente e a utilização das suas informações neste trabalho, além disso não foi permitida a realização de fotografias da coleta do lixiviado.

Unidade experimental

A unidade experimental foi padronizada para os dois processos estudados. Desta forma, utilizou-se três agitadores magnéticos com um béquer simples de capacidade de 1 L, contendo 1 L do efluente a ser estudado. Os ensaios foram feitos em uma cabine de proteção biológica da marca Veco - modelo Bioprotector 09 para aproveitamento da radiação no comprimento ultravioleta disponível no equipamento, vide Figura 1.

Figura 1 - Esquema do ensaio fotoquímico.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O esquema indica a emissão de radiação por uma lâmpada UV posicionada ao nível central dos béqueres contendo o lixiviado com capacidade para emitir comprimentos de onda na região do UV. A agitação do processo se manteve contínua por meio da agitação magnética como demonstrado na Figura 1.

Tratamento 1: Fotocatálise heterogênea de TiO_2

O tratamento foi realizado com base na metodologia adotada por Brito et al. (2011). A inclusão de TiO_2 neste ensaio foi realizada sem a imobilização deste semiconductor, isto é, com a mistura completa e suspensão do TiO_2 . Os processos heterogêneos são assim denominados por envolverem catalisadores na fase sólida e insolúveis ao meio. Desta forma, o princípio básico deste processo fotocatalítico heterogêneo é a excitação eletrônica do TiO_2 para ativação de sítios oxidativos e redutivos em maior área superficial de reação.

Tabela 1 - Concentrações e tempos do tratamento 1.

Tratamento 1 Ensaio	Concentração de TiO₂ (mg.L⁻¹)	Tempo de reação (min)
A1	500	60
A2	500	120
A3	500	180
B1	700	60
B2	700	120
B3	700	180
C1	900	60
C2	900	120
C2	900	180

Fonte: Adaptado Brito et al. (2011).

A massa de TiO₂ e a amostra do lixiviado foram adicionadas no béquer. Os ensaios preliminares foram realizados a partir de concentrações de TiO₂ e tempos de ensaio que apresentaram melhores eficiências de acordo com Brito et al. (2011). Desta forma, a Tabela 1 indica as concentrações e períodos de ensaios do processo. O dióxido de titânio foi misturado ao efluente a partir da rotação provocada pelo agitador magnético e as amostras foram retiradas nos intervalos determinados (60, 120 e 180 min.) para caracterização do lixiviado após o ensaio.

Os ensaios apresentados foram realizados nos dias 18 e 19 de setembro de 2018 no Laboratório de Química do Centro Universitário Senac.

Tratamento 2: Foto-Fenton

O tratamento por foto-Fenton foi realizado por meio da combinação de H₂O₂ dissolvido na presença de íons Fe²⁺ com a radiação UV, como todo o processo se dá em forma líquida, é considerado como homogêneo. A principal forma de avaliação da eficiência do processo será determinada pela razão molar entre o Fe²⁺ e H₂O₂ - [H₂O₂]/[Fe²⁺]. O Fe²⁺ que foi utilizado nesta pesquisa é proveniente do sulfato ferroso heptahidratado (Fe(SO₄).7H₂O) e a partir da variação da concentração do ferro foi delimitada a razão molar entre o ferro e o peróxido de oxigênio.

O estudo de Coelho et al. (2002) indicou que a concentração de 2,125 g de H₂O₂/L, baseando-se na oxidação completa do peróxido de hidrogênio na análise de DQO, é uma concentração ótima, visto que com essa concentração evita-se que haja interferência no tratamento causada por um possível excesso de H₂O₂ após os experimentos.

É importante destacar que para melhor eficiência do tratamento foto-Fenton, o lixiviado foi acidificado para que seu pH atingisse o valor de, aproximadamente, 2,5, sendo novamente caracterizado.

A adição do Fe²⁺ e do H₂O₂ foi feita em conjunto, sendo dividida em quatro ensaios principais. Os valores da razão molar, assim como os tempos de reação escolhidos para retirada de amostras foram escolhidos a partir dos ensaios feitos por Monteiro (2012). Os tempos de reação delimitados para a realização dos testes foram de 60 min, 100 min e 150 min para cada um dos 4 tratamentos apresentados na Tabela 2.

Tabela 1 - Concentrações e tempos do tratamento 1.

Tratamento 2 Ensaio	Razão molar [H ₂ O ₂]/[Fe ²⁺]	Dose de Fe ²⁺ (g.L ⁻¹)	Dose de H ₂ O ₂ (g.L ⁻¹)	Tempo de reação (min)
A1	1,0	2,13	2,125	60
A2	1,0	2,13	2,125	100
A3	1,0	2,13	2,125	150
B1	2,0	1,06	2,125	60
B2	2,0	1,06	2,125	100
B3	2,0	1,06	2,125	150
C1	4,0	0,53	2,125	60
C2	4,0	0,53	2,125	100
C2	4,0	0,53	2,125	150
D1	6,0	0,35	2,125	60
D2	6,0	0,35	2,125	100
D3	6,0	0,35	2,125	150

Fonte: Adaptado de Monteiro (2012).

Os ensaios apresentados foram realizados nos dias 26, 27 e 28 de setembro de 2018 no Laboratório de Química do Centro Universitário Senac.

Caracterização do lixiviado afluente e efluente aos POAs

Para caracterizar o lixiviado bruto e tratado, tendo em vista que os valores obtidos são bastante elevados, foram feitos testes de diluição para que assim fosse possível aferir o resultado mais provável da amostra analisada. Foram realizados diversos teste como ilustrado na Figura 2 sendo que os fatores utilizados para os parâmetros analisados foram o de 20 e 25.

Figura 2 - Testes de diluição.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

A caracterização do lixiviado bruto e tratado foi realizada a partir dos parâmetros indicados no Tabela , além disso, no mesmo quadro são mencionados os métodos padronizados de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2012), exceto para medição de pH e temperatura, para realização destas análises. Para todos os parâmetros foram realizadas medições em triplicata.

Tabela 3 - Métodos dos parâmetros analisados.

Parâmetro	Unidade	Métodos
DQO	mg/L	5220 B.
COT	mg/L	5310 B.
Turbidez	NTU	2130 B.
pH	-	Inserção de peagâmetro.
Temperatura	°C	Inserção de peagâmetro.

Fonte: Adaptado de APHA; AWWA; WEF (2012).

3. Resultados e discussão

Caracterização do efluente bruto

A composição do lixiviado nos aterros possui variações de acordo com sua fase de decomposição, tempo de atividade do aterro e outros fatores de influência, como as condições climáticas da região em que o aterro é instalado. Na Tabela 4 são apresentados os ranges de concentrações das substâncias que compõem o lixiviado nos aterros de acordo com valores médios obtidos em literatura, estes valores serão utilizados a fim de se fazer uma comparação com os resultados obtidos na caracterização do lixiviado estudado.

Cabe ressaltar que além da variação da composição química do lixiviado devido a idade do aterro, também há variação devido ao histórico de eventos no período precedente à amostragem. Em relação à biodegradabilidade, pode-se notar mudanças na relação DBO5/DQO ao início da operação do aterro (entre 0,4 e 0,6) e após certo período de operação (entre 0,05 e 0,2). Esta mudança indica que inicialmente a matéria organiza é facilmente biodegradável e a faixa menor da relação DBO5/DQO em aterros antigos ocorre por conta da presença de ácidos húmicos e fúlvicos que não são facilmente biodegradáveis (KREITH e TCHOBANOGLIOUS, 2002).

Tabela 4 - Composição de chorume de diferentes idades.

Parâmetro	Concentração (mg/L)		
	Novos aterros (menos de 2 anos) Range ¹	Valor Típico ²	Aterros antigos (mais de 10 anos)
DBO ₅	2.000 - 30.000	10.000	100 - 200
COT	1.500 - 20.000	6.000	80 - 160
DQO	3.000 - 60.000	18.000	100 - 500
Sólidos Suspensos Totais	200 - 2.000	500	100 - 400
Nitrogênio Orgânico	10 - 800	200	80 - 120
Nitrogênio Amoniacal	10 - 800	200	20 - 40
Nitrato	5- 40	25	5 - 10
Fósforo Total	5 - 100	30	5 - 10
Alcalinidade (CaCO ₃)	1.000 - 10.000	3.000	200 - 1.000
pH	4.5 - 7.5	6	6.6 - 7.5
Dureza total (CaCO ₃)	300 - 10.000	3.500	200 - 500
Cálcio	200 - 3.000	1.000	100 - 400
Magnésio	50 - 1.500	250	50 - 200
Potássio	200 - 1.000	300	50 - 400
Sódio	200 - 2.500	500	100 - 200
Cloro	200 - 3.000	500	100 - 400
Sulfato	50 - 1.000	300	20 - 50
Ferro Total	50 - 1.200	60	20 - 200

* Exceto para pH, adimensional.

1 Valores máximos mais altos foram relatados na literatura para alguns dos constituintes.

2 Valores típicos para novos aterros irão variar com o estado metabólico do aterro.

Fonte: Bagchi (1990); County Of Los Angeles And Engineering Science, Inc. (1969); Ehrig (1989); SWPCB (1954); SWRCB (1967) apud Kreith e Tchobanoglous (2002).

Na Tabela 5 está apresentada a caracterização do lixiviado bruto afluente aos POAs utilizado nesta pesquisa. Já na Tabela 6 é apresentada a caracterização do lixiviado bruto acidificado afluente ao tratamento de foto-Fenton. Através dos resultados obtidos, o lixiviado estudado pode ser enquadrado como sendo de um aterro novo com até dois anos de idade conforme Tabela 4.

Valores de DQO são similares aos valores obtidos para aterros novos com até dois anos. Entretanto, os valores de COT e pH apresentam resultados característicos de aterros intermediários, fase em que o material orgânico mais complexo é de difícil degradação. O COT resultando em (730±78) mg/L sai do range típico de 1.500 a 20.000 mg/L para este parâmetro em aterros com até dois anos.

Por razões operacionais relacionadas ao aterro estudado, não foi possível levantar a idade das diferentes células do aterro que cumpunham o lixiviado amostrado. Ainda assim é possível estimar esta informação a partir da tabela de referência de Kreith e Tchobanoglous (2002). Analisando a concentração de Carbono Orgânico Total verifica-se que o lixiviado tem idade inferior a 10 anos, quando se encontra valores de COT menores que 160 mg/L. Ainda assim, pode-se dizer que as características do lixiviado tendem a diminuição do parâmetro COT, indicando um efluente mais maturado e intermediário. O pH obtido no efluente também é um forte indicador da idade do aterro, os valores obtidos são expressos na Tabela 5 com um desvio padrão muito baixo, este resultado indica um pH básico, característico de aterros mais velhos enquadrado nas fases de fermentação ou maturação de decomposição em aterros.

O efluente bruto caracterizado na Tabela 5 foi utilizado para o tratamento de fotocatalise heterogênea com TiO₂, ao passo que o efluente bruto caracterizado na Tabela 6 foi utilizado para o tratamento por foto-Fenton.

Tabela 5 - Caracterização do lixiviado bruto.

Parâmetros	M±DP¹	DPR (%)²
Turbidez (NTU)	213±15	7,20
DQO (mg/L)	5.095±132	2,60
COT (mg/L)	730±78	10,68
pH	8,80±0,06	0,68
Temperatura (°C)	25,30±0,21	0,83

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Como parte da metodologia para obtenção da eficiência do tratamento do lixiviado por foto-Fenton é necessária a acidificação do efluente, como indicado por Metcalf e Eddy (2014). Neste trabalho a acidificação do pH a 2,5 foi realizada com a adição do ácido sulfúrico. Na publicação de Brito e Silva (2012) ressalta-se a importância de manter o pH entre 2,5 e 3,0 devido a precipitação do Fe(III). Valores superiores reduzem a produção do radical livre hidroxila, e valores inferiores proporcionam uma alta disponibilidade de H⁺, que formam H₂O, diminuindo a velocidade de degradação.

Tabela 6 - Caracterização do lixiviado bruto acidificado.

Parâmetros	M±DP¹	DPR (%)²
Turbidez (NTU)	121±30	24,38
DQO (mg/L)	4.469±213	4,77
COT (mg/L)	589±19	3,26
pH	2,50±0,10	4,00
Temperatura (°C)	19,47±0,06	0,30

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Com a acidificação do efluente, obteve-se a redução dos parâmetros de caracterização, sendo esses adotados como efluente bruto para o tratamento por foto-Fenton

Tratamento 1: Fotocatálise heterogênea de TiO₂

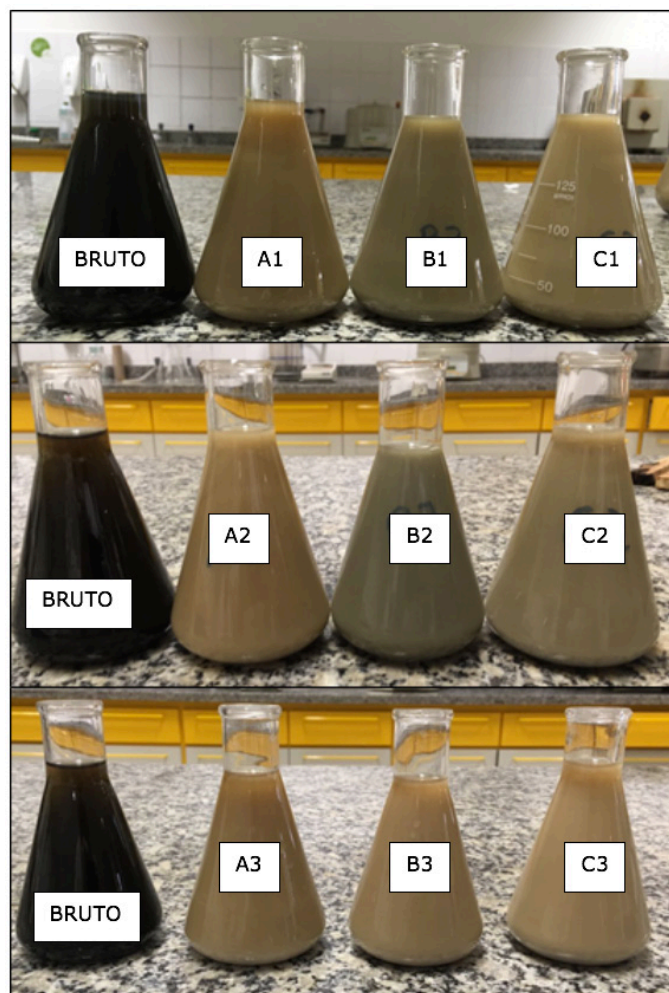
O processo de fotocatálise heterogênea de TiO₂ apresentou um potencial de tratamento satisfatório para o lixiviado estudado, porém com limitações relativas a metodologia empregada no ensaio de bancada devido à falta de imobilização do TiO₂.

Na Figura 3 há um comparativo visual da remoção da coloração do lixiviado bruto. A fotografia foi organizada para que fosse visualizada a comparação dos resultados obtidos com a mesma dosagem de TiO₂ para cada tempo de ensaio delimitado.

Conforme Monteiro (2012), o lixiviado de aterro sanitário possui coloração escura devido às substâncias húmicas presentes. Cahino et al. (2014) ressalta que um dos fatores que devem ser levados em consideração na determinação da eficiência de tratamentos de

efluentes é a redução da cor. De forma geral, todos os ensaios apresentaram visualmente redução de cor, porém Borges (2015) ressalta a importância de imobilizar o catalizador TiO_2 , uma vez que o mesmo além de aumentar os valores de turbidez, contribui para uma interpretação equivocada da redução de cor real no efluente.

Figura 3 - Comparativo visual de redução de cor nos ensaios do tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Os resultados observados no comparativo de concentrações dos ensaios, indicam que nos ensaios com uma maior dosagem de TiO_2 , apresentam um efluente com coloração mais clarificada, ainda que com baixa transparência. Pela interpretação da figura, percebe-se que com maiores tempos de ensaio, obtiveram-se sutis melhorias dos resultados quanto à remoção de cor, demonstrando uma relação direta entre tempo de tratamento e eficiência na remoção de cor.

A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos nos ensaios para os parâmetros de turbidez, COT e DQO. De maneira geral, os ensaios com TiO_2 obtiveram elevados valores de turbidez e reduções dos parâmetros de COT e DQO. Com relação à qualidade dos dados, é possível constatar que existe uma boa precisão dos mesmos, visto que para todos os parâmetros o DPR foi menor que 10%, exceto nos ensaios A1 e B2 no parâmetro de COT.

Tabela 7 - Tabela geral dos parâmetros do tratamento 1.

Ensaio	Turbidez		COT		DQO	
	M±DP ¹ (NTU)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²
A1	177±14	7,91	551±59	10,71	2034±42	2,06
B1	295±3	1,02	469±4	0,85	1814±42	2,32
C1	333±7	2,10	457±19	4,16	1735±10	0,58
A2	326±4	1,23	370±33	8,92	1995±14	0,70
B2	442±4	0,90	343±49	14,29	1708±10	0,59
C2	361±8	2,22	346±25	7,23	1795±12	0,67
A3	374±2	0,53	355±29	8,17	1637±39	2,38
B3	370±4	1,08	367±29	7,90	1427±11	0,77
C3	405±2	0,49	376±14	3,72	1662±28	1,68

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Em relação à turbidez, a massa do catalisador influencia proporcionalmente as taxas iniciais de reação. A mineralização das substâncias aumenta de acordo com a concentração do catalisador até um valor limite e, acima disso, ocorre um aumento da turbidez que bloqueia a passagem de luz e inibe ou dificulta o desempenho do tratamento de forma geral (SOARES, 2013).

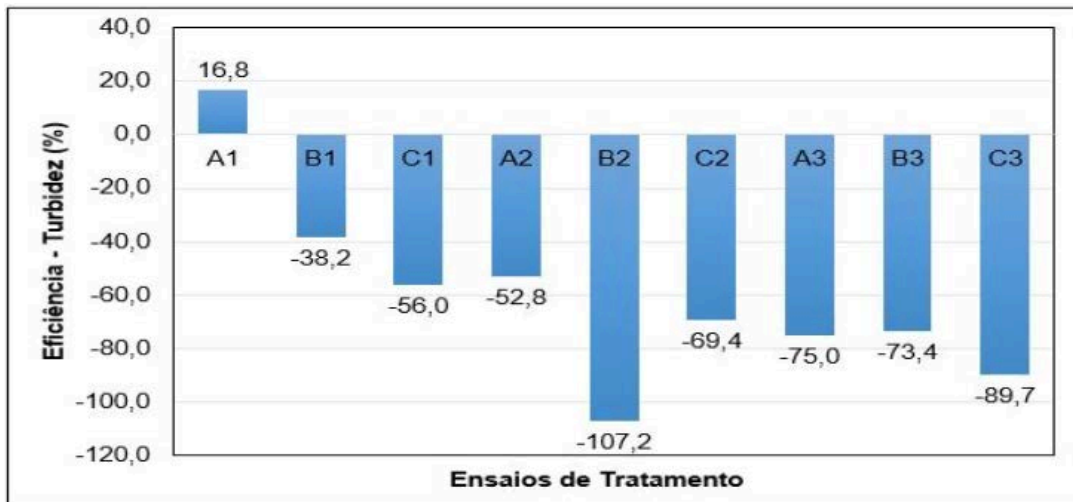
A partir dos dados apresentados na Figura 4, percebe-se que, com exceção do ensaio A1, todos os resultados de eficiência de remoção de turbidez foram negativos. Isto ocorre principalmente devido a não imobilização do TiO₂ para o tratamento. O fato de este catalisador ser excitado apenas por luz UV faz com que o aumento de turbidez afete o desempenho do tratamento (GUZ e RODRIGUES, 2016).

Nos ensaios realizados, percebeu-se que ao passar o tempo de reação a turbidez aumenta para uma mesma dosagem de TiO₂. Observou-se um aumento da opacidade após o tratamento além do acúmulo do catalisador no fundo dos béqueres.

Para o parâmetro de DQO, obteve-se em média 65,5% de eficiência na remoção de DQO nos ensaios de fotocatalise de TiO₂, conforme a Figura 5. Oliveira e Silveira (2011) destacam a influência do pH para melhoria de resultados neste parâmetro, sendo encontrado melhor desempenho de tratamento com pH variando entre 5,6 e 6,4, pois o processo de adsorção/dessorção do catalisador é mais eficiente. Os ensaios foram realizados sem acidificação do pH, isto é, com pH básico de 8,6 obtido durante a caracterização.

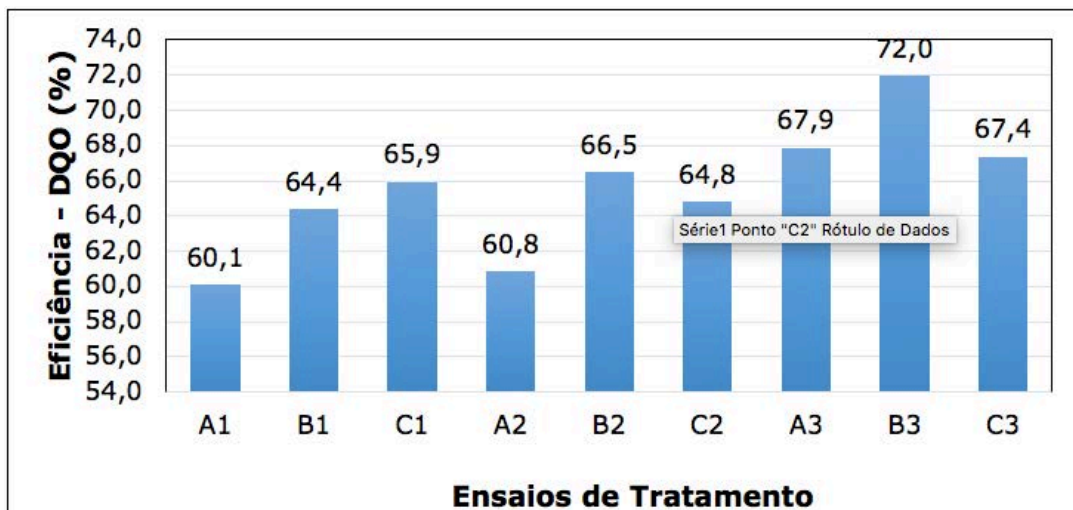
Outros fatores que podem comprometer a eficiência deste parâmetro estão relacionados à concentração do catalisador no efluente, pois o mesmo aumenta a opacidade (aumento de turbidez) do efluente e bloqueia a radiação de agir sob as partículas, ou seja, impedem a ativação pela fonte luminosa, como constatado por Guz e Rodrigues (2016).

Figura 4 - Eficiência de remoção de turbidez no tratamento 1.



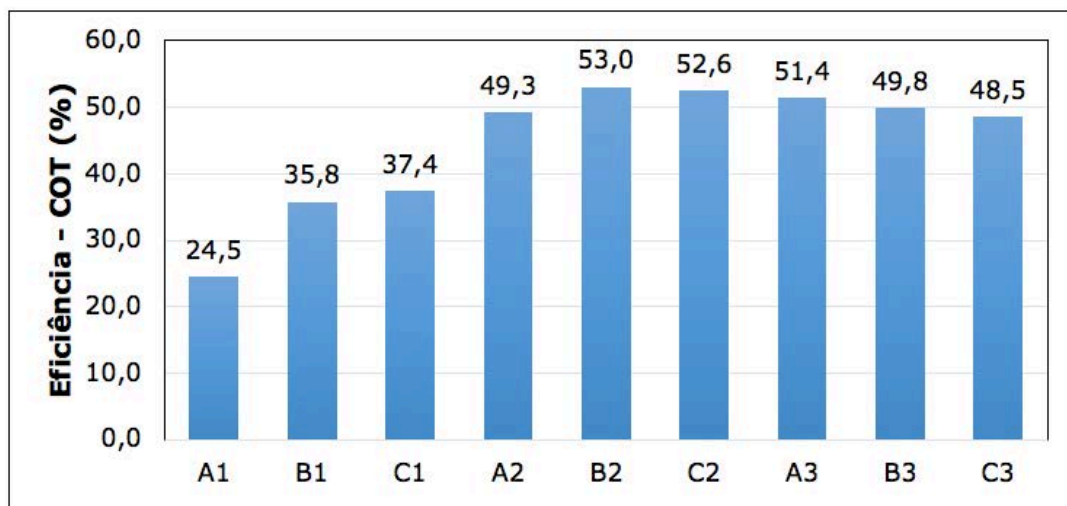
Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 5 - Eficiência de remoção de DQO no tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 6 - Eficiência de remoção de COT no tratamento 1.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

De forma geral, para este parâmetro, os ensaios com 60 minutos de duração (A1, B1, C1) apresentaram menores eficiências, ao passo que os ensaios de 120 e 180 minutos tiveram eficiências muito próximas de remoção. A maior eficiência obtida foi de 72% no ensaio B3. Os resultados para o parâmetro de COT estão demonstrados na Figura 6. Os valores indicam que em um tempo de ensaio de 60 minutos (A1, B1 e C1) há pouca eficiência na remoção de COT. Em 120 e 180 minutos, percebe-se eficiências similares, porém, destaca-se os resultados apresentados nos tempos de 120 minutos, principalmente, B2 e C2, onde houve maior mineralização dos compostos.

Os resultados apresentados no Figura 6 indicam que apesar da inibição da absorvância no tratamento devido ao aumento de turbidez, o TiO_2 confirma bom potencial de degradação da matéria orgânica. Uma vez que a redução deste parâmetro poderia ser maior com um ajuste de pH. Buth, Moro e Lansarin (2009) ressaltam que um pH acima de 6,8, como adotado neste ensaio, faz com que haja repulsão das moléculas orgânicas com os sítios ativos do adsorvente.

O pH é de suma importância nos processos fotocatalíticos, pois influencia na interação do efluente com o óxido utilizado. Nos ensaios realizados o pH não variou consideravelmente comparado ao pH do efluente bruto, o range de resultados variou entre 8,4 e 8,8. Conforme Bekbölet et al. (1996 apud FERREIRA, 2005), a taxa de degradação no processo de fotocatalise heterogênea com TiO_2 é maior em pH 5 e em elevados valores de pH (9 a 11), menores. Os autores associam a influência do pH relacionada à concentração de carbono inorgânico na solução.

A temperatura média se manteve em um range de variação entre 24,5 °C a 26,8 °C. O aumento ou decréscimo nesse parâmetro pode ter influência tanto de fatores internos, como reação e agitação do efluente, quanto da temperatura ambiente, uma vez que os ensaios e caracterização do efluente bruto foram realizados em diferentes dias. Porém, conforme Soares (2013) valores entre 20°C e 80°C são adequados para ação da fotocatalise heterogênea, uma vez que o processo é ativado de forma fotônica e não necessita aquecimento. Valores abaixo deste range diminuem a velocidade de degradação, e acima tornam a adsorção desfavorável.

Wenhua et al. (2000 apud DALPONTE, 2015, p.34) ressaltam que embora a energia de ativação desta reação seja sutilmente afetada com a temperatura a reação redox pode ter

maior influência, uma vez que as colisões de moléculas e equilíbrio de adsorção tem menor ou maior frequência com a temperatura.

Os ensaios de tratamento por TiO_2 apresentaram bom potencial para tratamento do lixiviado, principalmente na remoção de matéria orgânica. Porém, fatores como pH e a imobilização deste catalisador necessitam ser ajustados monitorados para eficiência do tratamento pois têm influência direta na remoção dos principais parâmetros estudados neste trabalho. O catalisador TiO_2 se trata de um pó ultrafino com 50 a 100 nm de tamanho, tal fator dificulta sua imobilização durante tratamento de efluentes, que por sua vez, quando dispersos em meio aquoso impedem a correta passagem dos fótons luminosos dificultando o tratamento.

Tratamento 2: Foto-Fenton

O processo de foto-Fenton apresentou um potencial de tratamento satisfatório para o lixiviado estudado. Na Figura 7 está apresentado um comparativo visual da remoção da coloração do lixiviado bruto. A fotografia foi organizada para que a comparação dos resultados obtidos nas razões molares de ferro e peróxido de hidrogênio para cada tempo de ensaio delimitado fosse visualizada.

Figura 7 - Comparativo visual de redução de cor nos ensaios do tratamento 2



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Com a visualização, pode-se concluir que, aparentemente, houve uma remoção maior da cor nos ensaios em que o tempo de mistura foi maior, como era esperado. No que diz respeito às razões molares, os ensaios com razão molar de 2 (B1, B2 e B3) e 4 (C1, C2 e C3) apresentaram uma maior remoção de coloração, já os ensaios com razão molar 6 (D1, D2 e D3) apresentaram para todos os tempos de mistura uma cor mais próxima a do lixiviado. Os ensaios com razão molar 1 (A1, A2 e A3) apresentaram, como pode ser observado na tabela a seguir, resultados de remoção muito eficientes, porém no que diz respeito à coloração foi possível observar um tom alaranjado que se deve a maior concentração de ferro no tratamento.

É importante ressaltar que esta análise é sumariamente subjetiva, visto que não foi possível realizar o ensaio de cor verdadeira. Também é necessário frisar que os ensaios não foram realizados no mesmo dia, portanto os ensaios B e C que apresentam uma coloração menos escura evidente foram realizados em dias anteriores a fotografia, portanto grande parte das partículas em suspensão decantaram.

Além da análise subjetiva para avaliação da remoção de cor, a Tabela 8 indica três parâmetros importantes analisados nos ensaios realizados: a turbidez, a concentração de carbono orgânico total e a DQO. Na tabela ainda consta um tratamento estatístico que indica o desvio padrão das análises que foram feitas em triplicata e o desvio padrão relativo que corresponde a relação entre a média e o desvio padrão de cada ensaio.

Tabela 8 - Tabela geral dos parâmetros do tratamento 2.

Ensaio	Turbidez		COT		DQO	
	M±DP ¹ (NTU)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²	M±DP ¹ (ppm)	DPR ²
A1	111±9	8,11	174±25	14,37	1947±261	13,41
B1	137±10	7,30	155±4	2,58	1680±250	14,88
C1	150±6	4,00	215±7	3,26	2767±397	14,35
D1	156±5	3,21	401±23	5,74	3187±147	4,61
A2	74±2	2,70	156±23	14,74	1733±291	16,79
B2	92±4	4,35	137±7	5,11	1667±153	9,18
C2	101±3	2,97	231±16	6,93	2727±450	16,50
D2	134±15	11,19	341±4	1,17	3433±170	4,95
A3	60±3	5,00	97±13	13,40	1353±129	9,53
B3	74±2	2,70	112±23	20,54	1287±81	6,29
C3	103±18	17,48	169±20	11,83	2107±395	18,75
D3	121±30	24,79	304±10	3,29	3853±189	0,49

¹Média Aritmética e Desvio Padrão de 3 determinações

²Desvio Padrão Relativo

Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Os valores de turbidez apresentaram resultados estatísticos sem grandes discrepâncias no que diz respeito ao desvio padrão, visto que, com exceção ao ensaio D3, todos obtiveram um desvio padrão relativo menor que 20%. Os valores de turbidez variam de (60±3) NTU, obtido no ensaio mais eficiente que foi o A3, até (156±5) NTU obtido no ensaio D1.

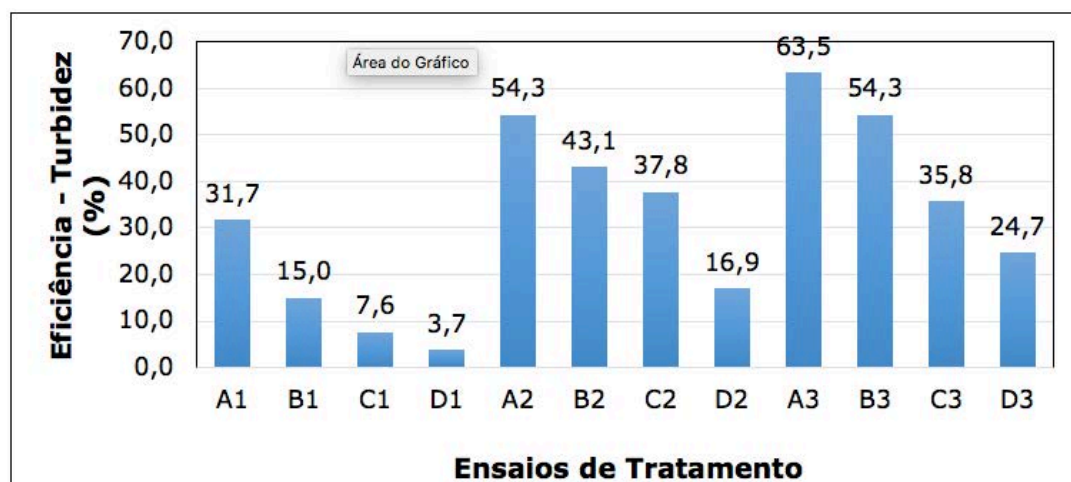
Os valores de COT em ppm também apresentaram uma precisão confiável com valores menores que 20%, com exceção ao ensaio B3. Os valores de COT variaram de (97±13) ppm no ensaio A3 a (401±23) ppm no ensaio D1.

Por fim, os valores de DQO também apresentaram boa precisão com valores de DPR inferiores a 20%, sendo que o maior valor de DQO obtido foi no ensaio D3 com (3853±189) ppm e o menor foi de (1287±81) ppm no ensaio B3.

Diferentemente do ocorrido com a turbidez para o tratamento 1, em que a mistura do TiO_2 não imobilizado contribuiu significativamente para o aumento da turbidez do lixiviado tratado, o processo de foto-Fenton, apesar de contribuir com uma cor de tom alaranjado para o efluente tratado devido a presença de íons de ferro, apresentou uma turbidez com resultados satisfatórios.

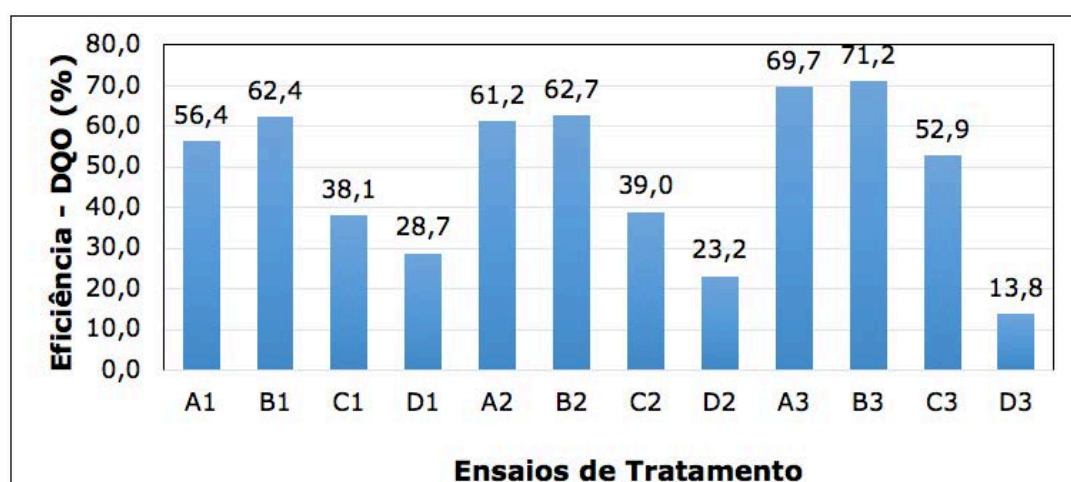
Como pode ser observado na Figura 8, o ensaio A3 obteve a maior taxa de remoção de turbidez em 63,5%. O comportamento da eficiência variou de acordo com o tempo de mistura, em que quanto maior o tempo mais alta a eficiência de remoção e com a razão molar $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$, já que os ensaios com razões molares menores apresentaram eficiências maiores.

Figura 8 - Eficiência de remoção de turbidez no tratamento 2.



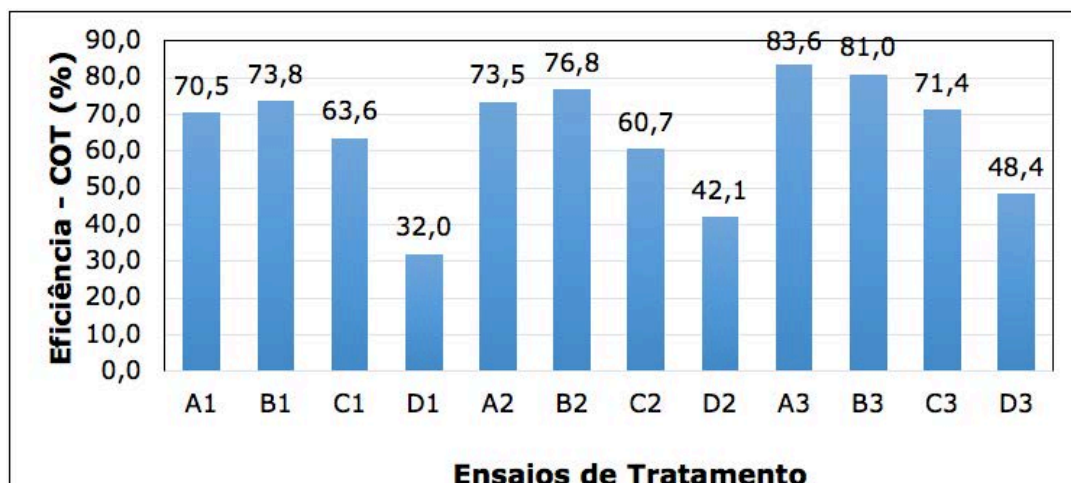
Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 9 - Eficiência de remoção de DQO no tratamento 2.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Figura 10 - Eficiência de remoção de COT no tratamento 2.



Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O parâmetro DQO é avaliado a partir das substâncias orgânicas ou inorgânicas que podem ser oxidadas pelo $K_2Cr_2O_7$. É importante ressaltar que substâncias inorgânicas como o nitrito, sulfeto, Fe^{2+} , cloretos, entre outras substâncias podem interferir no resultado final da análise, ainda mais em se tratando de lixiviado de aterro sanitário que em sua composição apresenta nitrogênio amoniacal, cloretos e, geralmente, alta alcalinidade (AQUINO et al., 2006).

No caso do íon Fe^{2+} , a interferência da sua presença na análise da DQO é pequena, visto que este íon quando se encontra em ambiente ácido, como nas condições em que foi realizado esse tratamento, é estável e menos propenso a oxidação (MONTEIRO, 2012).

Na Figura 9, é possível observar que os ensaios que obtiveram maiores eficiências são o A3 e B3, ou seja, os que possuem menor razão molar em um tempo de mistura maior (150 minutos). Este resultado corrobora com os resultados descritos em diversos trabalhos na literatura que colocaram as razões molares $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ entre 1,5 e 2,0 como sendo as mais eficientes para a remoção de DQO no processo de foto-Fenton.

O tratamento foto-Fenton é mais efetivo que o processo de Fenton, porque a fração de matéria orgânica mais fácil de ser degradada é eliminada durante o processo, já os compostos recalcitrantes podem ser completamente ou parcialmente degradados, dependendo da composição do lixiviado, por isso a eficiência esperada para o tratamento é alta (SILVIA et al., 2006).

Os ensaios com o lixiviado devidamente acidificados alcançaram uma remoção máxima de 83,6% no tratamento A3. Os resultados entre os tratamentos com razão molar 1 e 2 apresentaram as eficiências mais altas, aumentando a remoção de COT gradativamente com o tempo de mistura. Portanto, este resultado corrobora com trabalhos como o de Monteiro (2012), em que as melhores eficiências para remoção de COT são obtidas com razão molar $[H_2O_2]/[Fe^{2+}]$ entre 1,5 e 2,0.

Como se pode observar na Figura 10, o comportamento das eficiências é bastante semelhante ao comportamento dos resultados obtidos para DQO, apesar de que neste último os valores de eficiência foram menores. Constata-se que há uma gradação entre tempo e eficiência, além disso, as razões molares 1,0 e 2,0 apresentaram resultados mais eficientes.

As maiores eficiências obtidas foram de 83,6% e 81,0% nos ensaios A3 e B3, respectivamente. Já as menores eficiências ficaram em 32% e 42,1% nos ensaios D1 e D2, respectivamente. Portanto, é possível afirmar que nessas condições quanto menor a razão molar e maior o tempo de mistura, os resultados indicam uma maior eficiência na remoção de COT.

Para realizar o tratamento foto-Fenton e obter resultados eficientes foi necessário que o pH do lixiviado fosse acidificado para um valor em torno de 2,5. O lixiviado foi acidificado com ácido sulfúrico até que chegasse ao pH desejado. O pH não teve grandes alterações depois do tratamento já realizado, mesmo com as temperaturas variando entre 17,5 a 21,4°C.

4. Conclusão

Com os ensaios de tratamento realizados e devidamente comparados com os dados de trabalhos semelhantes em literatura, é possível afirmar que os dois processos estudados são adequados para a remoção de matéria orgânica presente no lixiviado de aterro sanitário, levando em consideração que este efluente é bastante diversificado e não apresenta uniformidade na sua composição, ou seja, há bastante variação na composição do lixiviado de aterro para aterro.

O processo de fotocatalise heterogênea de TiO_2 apresentou resultados de eficiência de remoção de COT e DQO em porcentagens satisfatórias, entretanto nos aspectos Cor e Turbidez, houve um aumento dos parâmetros devido a mistura que ocorreu entre o dióxido de titânio e o lixiviado que influiu diretamente no processo, ainda que após o tratamento, o efluente passasse por centrifugação. Este problema pode ser resolvido quando o catalisador é imobilizado em uma placa, facilitando assim a remoção destes parâmetros.

O processo de foto-Fenton apresentou eficiências maiores que o processo fotocatalítico, com eficiências que chegaram a 83% na remoção de COT e 71% na remoção de DQO. O aspecto do lixiviado tratado, diferentemente do processo de fotocatalise, apresentou uma coloração mais alaranjada, devido a presença do ferro na reação, porém pode-se observar que este tratamento reduziu a turbidez e tornou o efluente translúcido.

Recomenda-se que os estudos para tornar o processo de fotocatalise heterogênea com TiO_2 mais eficiente possam estudar as variáveis como o pH, já que este tratamento pode ser aplicado em uma ampla faixa de pH. Além disso, a realização de ensaios em escala piloto que imobilizem o TiO_2 e utilizem a radiação da luz solar podem ser alternativas mais viáveis tanto na eficiência do tratamento quanto nos benefícios ambientais e econômicos. Já para o processo de foto-Fenton, recomenda-se avaliar a efetiva diferença entre o processo de Fenton e o processo de foto-Fenton, além de avaliar o peróxido de hidrogênio residual, o ferro residual e os cloretos que são parâmetros importantes para identificar um panorama geral do efluente tratado.

Referências

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 22 ed., New York, WPCF, 2012.

AQUINO, S. F. de. et al. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 4, p. 295-304, dez. 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000400001&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 25 out. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2016. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 19 mar. 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – **ABNT.NBR 9.898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. BEKBÖLET, M. et al. Photocatalytic detoxification with the Thin-Film Fixed-Bed Reactor (TFFBR): clean-up of highly polluted landfill effluents using a novel TiO₂-photocatalyst. *Solar Energy*, v.56, n. 5, p. 455-69, 1996.

BORGES, S. S. **Imobilização de dióxido de titânio em diferentes suportes para a degradação fotocatalítica de fármacos**. 2015. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 2015. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufop.br/handle/123456789/6347>>. Acesso em 22 set. 2018.

BRITO, N. N. et al. Ensaios toxicológicos com sementes para avaliação de tratamento do chorume por Filtração lenta e fotocatalise. **Holos Environment**, v. 10, n. 2, p. 139-152, 2010. Disponível em: <<https://www.cea-unesp.org.br/holos/article/view/2469>>. Acesso em: 12 abr. 2018.

_____. Otimização do processo fotocatalítico heterogêneo para o tratamento de percolado de aterro sanitário. **Eclética Química Journal**. 36. 01, p.01-07, 2011. Disponível em: <<http://revista.iq.unesp.br/ojs/index.php/eletica/article/view/146>>. Acesso em 20 de abr. 2018.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, [S.l.], v. 3, n. 1, abr. 2012. Disponível em: <<https://revistas.ufg.br/reec/article/view/17000>>. Acesso em 17 de mar. 2018.

BUTH, D. F.; MORO, C. C.; LANSARIN, M. A. **Degradação fotocatalítica de tetraciclina em solução aquosa empregando TiO₂ suportado**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/18992>>. Acesso em 22 set. 2018.

CAHINO, A. M. et al. Estudo comparativo da redução de cor em lixiviado de aterro sanitário utilizando processos de fotocatalise solar. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais - IBEAS: **V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Belo Horizonte - MG. 2014. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/IX-020.pdf>>. Acesso em 22 set. 2018.

CAVALCANTI, A. et al. Modelagem neural e análise estatística do processo de degradação de chorume por foto-Fenton solar. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, v. 10, n. 1, p. 89-106, mar. 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1341>>. Acesso em 17 mar. 2018.

COELHO, M. G.; SANTOS, L. P.; ANDRADE, S. M. M. A. Utilização dos Processos Oxidativos Avançados (POAs) no tratamento de líquidos percolados provenientes do aterro sanitário de Uberlândia-MG/Brasil. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Cancún, México. **Anais**. Cancún: AIDIS, 2002, p. 1-6.

DALPONTE, I. **Degradação fotocatalítica de tartrazina com TiO₂ imobilizado em esferas de alginato**. 2015. Dissertação (mestrado) - Programa de Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/41365>>. Acesso em 15 de out. 2018.

FIGLIANO, M.; SANTOS, E. P.; SCHMACHTENBERG, N. Processos oxidativos avançados: fundamentos e aplicação ambiental. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 18, n.1, abr. 2014. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/272705591_Processos_oxidativos_avancados_fundamentos_e_aplicacao_ambiental>. Acesso em 17 mar. 2018.

GUZ, R.; RODRIGUES, M. B. **Associação de sistema biológico do tipo lodo ativado com reatores air lift e fotocatalise heterogênea com TiO₂ para a remediação de efluente oriundo da produção industrial de TNT**. 2016. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Programa de Pós em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016. Disponível em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br:8080/jspui/handle/1/1768>> Acesso em 23 set. 2018.

LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. Geração e Características do Lixiviado. In: GOMES, L. P (coord.). **Tratamento, disposição e reciclagem de resíduos sólidos, com ênfase no tratamento do lixiviado e tendo em vista a proteção dos corpos d'água**. Rio de Janeiro: PROSAB - 5, v. 5. 2009. cap. 2, p. 26-59. Disponível em: <<http://finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>>. Acesso em 17 mar. 2018.

METCALF, E.; EDDY, M. **Wastewater engineering: treatment and Resource recovery**. 5. ed. Nova Iorque: McGraw Hill, 2014.

MIKLOS, D. B.; REMY, C.; JEKEL, M.; LINDEN, K. G.; DREWES, J. E.; HÜBNER, U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review, **Water Research**, vol. 139, n. 1, p. 118-131, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.042>>. Acesso em 17 de set. 2019.

MONTEIRO, L. V. **Estudo da tratabilidade do lixiviado de aterro sanitário pelos processos oxidativos avançados foto-Fenton, ozônio e ozônio combinado com peróxido de hidrogênio**. 2012. 210 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2012. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-3008-2012-112336/pt-br.php>>. Acesso em 17 de mar. 2018.

MORAIS, J. L. de. **Estudo da potencialidade de processos oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. 2005. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Programa de Pós-graduação em Química. Defesa: Curitiba, 2005.

OLIVEIRA, J. S. S.; SILVEIRA, L. G. Utilização de dióxido de titânio em processos fotocatalíticos para degradação de halofenóis. Vicências: **Revista Eletrônica de Extensão da URI**. vol. 7, n. 12, p. 91 - 104, 2011. Disponível em: <http://www.reitoria.uri.br/~vivencias/Numero_012/artigos/artigos_vivencias_12/n12_09.pdf>. Acesso em 13 out. 2018.

PACHECO, J. R. **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento de percolado de aterro sanitário**. 2004. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Exatas, Programa de Pós-graduação em Química. Defesa: Curitiba, 2004. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/649>>. Acesso em 11 abr. 2018.

SÁ, L. F.; JUCÁ, J. F. T.; DA MOTTA SOBRINHO, M. A. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, [S.l.], v. 7, n. 1, p. 204-217, abr. 2012. ISSN 1980-993X. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.815>>. Acesso em 26 abr 2018.

SILVIA, C. E. et al. Avaliação da composição orgânica de percolato submetido aos processos Fenton e Foto-Fenton. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30, 2006. Punta del Este. **Anais...** Punta del Este: AIDIS, 2006. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR04347_da_Silva.pdf>. Acesso em 13 out. 2018.

SOARES, L. G. **Obtenção por electrospinning e caracterização de fibras nanoestruturadas de TiO₂ e sua aplicação fotocatalítica.** 2013. 70f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/handle/10183/85045>>. Acesso em 22 set. 2018.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, G. F. (editores). **Handbook of Solid Waste Management.** 2. ed. McGraw Hill. 2002. 950 p.

UTILIZAÇÃO DE AGROTÓXICOS, CONSUMO DE ALIMENTOS COM OS AGROQUÍMICOS E SEUS EFEITOS SOBRE O SISTEMA ENDÓCRINO.

Use of pesticides, food consumption with agrochemicals and their effects on the endocrine system

Jessica Batista Gonçalves, Bianca CestariZychar.

Centro Universitário Faculdades Metropolitanas Unidas - FMU- São Paulo, Campus Santo Amaro, Departamento de Ciências e Saúde – Biomedicina.

(jeje_maxel06@yahoo.com.br, biancazychar@gmail.com)

Resumo: Atualmente o Brasil é o maior consumidor de agrotóxicos, acima inclusive dos Estados Unidos. Os agroquímicos mesmo em baixas concentrações interferem de forma significativa no sistema endócrino, sendo assim denominados como Desreguladores Endócrinos. Os agrotóxicos podem induzir intoxicações em forma aguda, sub - aguda ou crônica. As intoxicações crônicas, cuja exposição ocorre a baixas doses durante meses e anos, são as mais significativas, induzindo formação de depósitos no organismo que podem evoluir para câncer, desordens tireoidianas e diabetes. Além disso, todas as classes de agrotóxicos (herbicidas, inseticidas e fungicidas) provocam grandes danos acumulativos no meio ambiente. Desta forma, foi objetivo deste trabalho discorrer sobre o impacto dos agroquímicos em doses excedentes por exposição alimentar e sua ação danosa sobre o organismo, em foco ao sistema endócrino, relatando sobre a problematização dos agronegócios e saúde humana; conscientização e reflexão sobre a necessidade de seu uso; e a utilização indiscriminada. Para tanto foi realizada uma revisão sistemática da bibliografia de artigos nos bancos de dados Bireme, Scielo, Lilacs e livros didáticos, cujos assuntos foram sistema endócrino, hormônios, agrotóxicos, desreguladores hormonais e alimentos. De acordo com os autores estudados, constatou-se necessária rotulagem para substâncias agrotóxicas presentes nos alimentos comercializados, sendo direito do consumidor a livre escolha de sua alimentação. O uso de um ou mais agrotóxicos em culturas para as quais eles não estão autorizados promove insegurança alimentar e alta incidência de toxicidade no organismo humano.

Palavras – chave: agrotóxicos ; Sistema endócrino; hormônios; desreguladores hormonais; alimentos

Abstract: Currently, Brazil is the largest consumer of pesticides, above even the United States. Agrochemicals even at low concentrations significantly interfere with the endocrine system, thus being termed as endocrine disrupters. Pesticides can induce acute, subacute or chronic poisoning. As chronic intoxications, whose exposure occurs at low doses for months and years, are the most used, including the formation of deposits in the body that can progress to cancer, thyroid disorders, and diabetes. Moreover, all classes of pesticides (herbicides, insecticides and fungicides) cause great accumulated damage to the environment. Thus, the objective of this paper was to discuss the impact of pesticides in excess doses for damage caused by food use and its use. harmful action on the organism, focusing on the endocrine system, related to a problematization of agribusiness and human health; awareness and reflection on the need for its use; and indiscriminate use. To this end, we systematically reviewed the bibliography of articles in the Bireme, Scielo, Lilacs and textbooks, endocrine system issues, hormones, pesticides, hormonal disrupters and food. According to the authors studied, it is found that it is allowed to label pesticides present in commercialized foods, being the consumer's right the free choice of their food. The use of one or more pesticides in crops for which they are not promoting food safety and high incidence of toxicity in the human organism.

Keywords: pesticides, endocrine system, hormone, , Endocrine Disrupting, food.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 14 no. 2 – Dezembro de 2019, São Paulo: Centro Universitário Senac
ISSN 1980-0894

Portal da revista InterfacEHS <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/>

E-mail: Interfacehs@sp.senac.br

Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-Não Comercial-SemDerivações 4.0 Internacional 

1. Introdução

O sistema agropecuário sempre foi fator importante para a economia brasileira. A partir da industrialização em 1950, a agricultura sofreu modernização significativa: novas relações de trabalho, aumento da produtividade em menor área de consumo e uso de maquinários para produção em larga escala. E justamente a ocorrência desse modelo agrícola destinado aos grandes proprietários, potenciais compradores dos produtos industriais e monocultores de produtos exportáveis como soja, cana-de-açúcar e suco de laranja influenciou o uso excessivo e sem controle de agrotóxicos por diversas empresas e produtores agropecuários (IBGE, 2007).

Em 2008 o Brasil passou os Estados Unidos e assumiu o posto de maior mercado mundial de agrotóxicos. Atualmente ocupa 4º lugar por intoxicações ficando atrás dos medicamentos, acidentes com animais peçonhentos e produtos de limpeza (IBGE, 2007).

Segundo o decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, que regulamenta a Lei nº7.802, de julho de 1989: "agrotóxicos são produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinados ao uso nos setores de produção, no armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, nas pastagens, na proteção de florestas, nativas ou plantadas, de outros ecossistemas e de ambientes urbanos, hídricos e industriais, cuja finalidade seja alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivo" (Brasil, 1989).

A questão, contudo, é o uso indiscriminado de agrotóxicos já que podem ter ação danosa ao meio ambiente e a população, através de intoxicações em sua forma aguda, subaguda ou crônica. As intoxicações crônicas podem ocorrer em baixas doses durante meses e anos, e são as mais significativas, por serem silenciosas são capazes de promover formação de depósitos dessas substâncias no organismo, que podem induzir patologias como câncer, descontrole da tireoide e diabetes (Rebelo, 2010).

Além disso, já foi descrito que os agroquímicos mesmo em baixas doses interferem de forma significativa no sistema endócrino, com grande incidência no sistema reprodutor, dessa forma podem ser denominados Desreguladores Endócrinos (Meyer et al., 2003).

De acordo com a Environmental Protection Agency, desregulador endócrino é definido como agente exógeno que interfere na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônio natural nos corpos que são responsáveis pela manutenção, reprodução, desenvolvimento e comportamento dos organismos (Américo et al., 2012). Outros estudos relataram a ação de substâncias estrogênicas e sua relação com anomalias na saúde humana e de outros animais (Bila & Dezotti 2007). Além do aparecimento de câncer no sistema reprodutivo de filhas de mulheres que usaram DES (dietilestilbestrol) na gravidez, entre os anos de 1940 a 1970 ; anomalias no sistema reprodutivo observadas em jacarés que habitavam um lago na Flórida contaminado com o pesticida DDT e seu metabólito DDE (Américo et al., 2012).

Sabe-se que o corpo humano é controlado principalmente pelo sistema endócrino, responsável pela produção de diversos hormônios, estes são transportados através do sistema circulatório para as células de todo o organismo. O sistema hormonal desempenha importante tarefa na regulação de quase todas as funções corporais, incluindo: metabolismo, crescimento, balanço hidroeletrólítico, reprodução e comportamento (Guyton & Hall, 2011).

A alteração no sistema hormonal ocorre quando o desruptor endócrino interage com os receptores hormonais, modificando a sua resposta natural, fazendo a substância química ligar-se ao receptor hormonal e produzir uma resposta; ou induzir alterações na síntese e na remoção dos hormônios de seus respectivos receptores (Ghiselli & Jardim, 2007).

Na classe dos agrotóxicos considerados desreguladores endócrinos estão inclusos inseticidas (DDT, DDE, deltametrim e carbofurano), herbicidas (2,4-Datrazina, linuron e glifosato), fungicidas (vinclozolina, penconazol, procloraz, promicida e tridemorfos) e organoclorados (lindane) empregados na agricultura, aquicultura e uso domiciliar (Américo et al., 2012).

A principal via de contaminação dos interferentes endócrinos para os seres humanos é a alimentação cerca de 90%, sendo que a maioria ocorre via substâncias utilizadas durante a produção de alimentos industrializados, no processo de embalagem dos mesmos, da ingestão de água potável contaminada, sobretudo pela ingestão de alimentos agrícolas que deveriam conter composição natural isenta dos agroquímicos ou de aditivos não – intencionais (Ghiselli & Jardim, 2007).

Fora isso, a exposição ao agrotóxico pode iniciar já na vida intrauterina, principalmente em ambientes rurais, onde a exposição materna leva a exposição do feto, através de passagem placentária e, após o nascimento, pelo leite materno durante a amamentação (Londres, 2012).

Segundo o Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos – PARA a abobrinha é um dos principais alimentos com agrotóxicos em quantidades acima do LMR (Limite Máximo de Resíduos) e amostras contendo agrotóxicos não autorizados para a cultura (94%). Dentre os ingredientes ativos usados irregularmente na abobrinha está o carbofurano que é um inseticida do grupo carbamato dos desreguladores endócrino (ANVISA, 2012).

Situações equivocadas e prejudiciais a população ocorrem, mesmo com a supervisão da Diretoria Colegiada da ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária) na qual submeteu a consulta pública a reavaliação dos defensivos agrícolas carbofurano, tiram e lactofem, porém essas substâncias estão sob revisão há nada menos que oito anos, e o relator do processo do carbofurano pede o banimento da substância do mercado brasileiro (ANVISA, 2012).

É importante, portanto, o relato do estudo para a conscientização da população sobre a grande incidência de agrotóxicos na alimentação, a discussão de fiscalização e controle dos tóxicos; e se suas ações de regulamentação trazem efetivos resultados.

Assim, foi objetivo deste trabalho discorrer sobre o impacto dos agroquímicos em doses excedentes por exposição alimentar e sua ação danosa sobre o organismo, em foco ao sistema endócrino, relatando sobre a problematização dos agronegócios e saúde humana; conscientização e reflexão sobre a necessidade de seu uso; e a utilização indiscriminada.

2. Matérias e Métodos

Realizou-se revisão de literatura de artigos entre os anos de 2000 a 2016, além de livros didáticos cujos assuntos temas foram sistema endócrino, hormônios, agrotóxicos, desreguladores hormonais e alimentos, nos bancos de dados Bireme, Scielo, Lilacs e livros didáticos. Os critérios utilizados para a seleção dos artigos foram artigos completos, sem um limite temporal, mas priorizando-se estudos dos últimos oito anos. Para a referida busca utilizou-se os seguintes temas descritos no idioma português e inglês com intuito de evidenciar relatos práticos e parâmetros teóricos.

3. Resultados e Discussão

3.1. Agroquímicos e suas principais ações sobre o sistema endócrino

O sistema endócrino é regulado por diversas glândulas ao longo de várias áreas do corpo. A hipófise ou pituitária está localizada na base do crânio, embaixo do cérebro. Influi direta ou indiretamente na produção e liberação de outros hormônios e está sob controle do sistema nervoso central, dividida em duas partes: a adeno-hipófise e neuro-hipófise. As glândulas paratireoides, tireóides e timo apresentam-se na região do pescoço; supra-renais (adrenais) localizadas sobre cada rim; o pâncreas presente na região abdominal posterior ao estômago; ovários e testículos localizados no aparelho genital; e pineal presente na região central do cérebro (Guyton & Hall, 2011).

Os hormônios são responsáveis pela regulação de diferentes funções fisiológicas, como o metabolismo de lipídios, proteínas, reprodução, crescimento, desenvolvimento neuronal, regulação da temperatura, resposta ao estresse, dentre outras. Conseqüentemente, substâncias que causam danos a essas funções devem ser tomadas como altamente deletérias para os organismos (Friedrich, 2014)

Os efeitos dos desreguladores endócrinos no corpo humano não dependem somente das suas concentrações como também de outros fatores: lipofilicidade, persistência, bioacumulação, tempo de exposição, mecanismos de biotransformação e de excreção. Algumas substâncias presentes no meio ambiente sofrem biotransformação, resultando em metabólitos ou subprodutos igualmente ou até mais danosos que os compostos originais. A exposição a baixos níveis de desreguladores endócrinos, que bioacumulam com o tempo, pode levar aos seus altos níveis no corpo de animais. Por isso em uma cadeia alimentar, os animais que se encontram no topo da cadeia apresentam concentrações mais altas dessas substâncias que os organismos do início da cadeia alimentar (Bila & Dezotti 2007).

Um receptor hormonal possui elevada sensibilidade e afinidade por um hormônio específico, produzido no organismo. Logo, concentrações extremamente baixas de um hormônio geram efeito específico, produzindo uma resposta natural. Determinados interferentes endócrinos presentes no organismo, mesmo em baixíssimas concentrações, são capazes de gerar um efeito, provocando conseqüentemente uma resposta (Guyton & Hall, 2011).

Desse modo, agindo sobre o sistema endócrino, a substância agroquímica pode se ligar ao receptor hormonal e produzir uma resposta, atuando então como um mimetizador, ou seja, imitando a ação de um determinado hormônio. Os agroquímicos possuem a capacidade de alterar os níveis de hormônios tireoidianos, inibindo a captação do iodo pela tireoide que afetam os receptores, as proteínas transportadoras e secreção dos hormônios tireoidianos. Acarreta-se assim a redução do crescimento neural, agravando um desenvolvimento fetal, por exemplo, (Piccoli, 2015; Ghiselli & Jardim, 2007).

3.1.1. Agroquímicos atuantes sobre o sistema hormonal

O principal agroquímico comercializado da classe é o glifosato. Á baixas concentrações causa efeito de desregulação sobre a enzima aromatase em células de placenta humana in vitro. Evidenciando efeito imediato do glifosato na redução a atividade da enzima aromatase, responsável pela síntese de estrógenos. Esta diminuição da atividade da aromatase também foi observada em cultivos de células embrionárias humanas (Richard et al., 2005).

Segundo Romano e colaboradores (2009), a exposição diária ao herbicida causou atraso significativo no início da puberdade dos animais tratados desde a dose de 50 mg/kg. É provável que a exposição prolongada ao herbicida cause desregulação endócrina no eixo hipotalâmico-hipofisário-gonadal durante a maturação sexual, pela evidência do atraso no início da puberdade.

Tal qual o glifosato, o 2,4-D (Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético) promoveu alterações endócrinas em animais. Ovelhas e gado que ingeriram 2,4-D acidentalmente manifestaram alterações na tireoide. Outros estudos realizados em ratos confirmam esses achados, uma vez que o 2,4-D interfere na captação de iodo e função das adrenais. Como também influenciou a dificuldade de regular a temperatura corpórea e a interferência com o metabolismo de carboidratos (Richard et al., 2005).

O desregulador também é capaz de induzir diminuição da prolactina através de indução da enzima óxido nítrico sintase e dopamina, inibindo a transmissão de serotonina hipotalâmica, demonstrando sua inter-relação entre os sistemas nervoso e hormonal (Stürtz et al., 2010). O 2,4-D também causou diversas alterações em órgãos reprodutivos masculinos, pois o mecanismo de ação deste aumenta a produção do receptor de androgênio. Foi observado aumento na próstata e alterações no pênis e na glândula de Cowper, responsável pela secreção de fluido seminal (Kim et al., 2005).

Outro herbicida empregado, a atrazina, pode interferir na síntese de proteínas que compõe o citocromo P450 bem como a das glutatona-transferases, comprometendo a detoxificação de outros xenobióticos. A exposição prolongada a atrazina induziu a uma completa feminização de sapos africanos (*Xenopus laevis*), uma vez que interferiram no desenvolvimento sexual favorecendo a conversão da testosterona em estradiol causando efeitos estrogênicos onde os sapos feminizados eram capazes de produzir ovos viáveis (Carmo et al., 2013).

Experimentos com animais de laboratório confirmaram que o DDT (diclorodifeniltricloroetano), inseticida organoclorado, no organismo transforma-se em dicloro-difenil-dicloroetileno (DDE), potente agente hormonal e carcinogênico (Américo et al., 2012). Este inseticida foi extensivamente usado na agricultura, mas foi banido em diversos países devido à persistência no ambiente e malefício na cadeia alimentar. Atualmente é utilizado no controle de mosquitos vetores de malária em alguns países, como Zâmbia. Desde 2009 legalmente o Brasil proíbe a fabricação, importação, exportação, manutenção em estoque, comercialização e uso (Cetesb, 2015).

No sistema endócrino foi registrado hiperglicemia em casos graves de crianças intoxicadas com o inseticida acefato e outros organofosforados. O acefato decompõe-se lentamente em meio ácido ou alcalino, produzindo metamidofós, composto dotado de elevada toxicidade e forte inibidor de acetilcolinesterase. Assim, toxicidade do acefato depende essencialmente de seu conteúdo de metamidofós (Schvartsman & Barcia, 2014).

Até 2009 os metamidofós eram utilizados em diversos cultivos, no entanto foi banido pela ANVISA desde de julho de 2011. Estudos toxicológicos o apontam como responsável por prejuízos ao desenvolvimento embrionário, fetal, sistema endócrino e reprodutor (ANVISA, 2012).

Outro agrotóxico desregulador hormonal é a parationa metílica, pouco solúvel em água e bastante solúvel em solventes orgânicos. Decompõe-se rapidamente em meio alcalino. Induz a hiperglicemia e hipoinsulinemia em ratos e aumento da atividade de aromatase, enzima responsável pela conversão dos hormônios andrógenos em estrógenos e efeito estrogênico *in vitro* (Abrasco, 2012). Em aves, foi observada a diminuição dos níveis dos hormônios LH e testosterona, diminuição do peso dos testículos, do diâmetro dos túbulos seminíferos, do número de espermatozoides normais e alterações nas células germinativas.

Em ratos, foram observadas alterações na função reprodutiva de fêmeas com mudanças no ciclo estral (Abrasco,2012). Este ingrediente ativo altamente tóxico, 27^o mais vendido no Brasil em 2013, foi banido em reunião ordinária pública (ANVISA, 2012).

Outro inseticida banido foi o endossulfan, em 2010, este era capaz de aumentar a expressão de prolactina e competir com os estrogênios pelo sítio do receptor nuclear de estrogênio, além de atrasar a maturidade sexual e interferir com a síntese de hormônios (Queiroz & Waissmann, 2006).

Já na classe dos fungicidas o carbendazim constitui o ingrediente ativo mais utilizado, devido ao uso intenso, tornou-se poluente muito persistente tanto no solo quanto na água. Tem ação no aumento da produção de estrogênio e atividade da aromatase (Coutinho, 2006). Enquanto o mancozebe é rapidamente degradado no ambiente por hidrólise, oxidação e fotólise, porém mesmo assim é capaz de gerar o metabólito, etilenotiouréia, que causa alterações de tireóide e efeitos cancerígenos (Schvartsman & Barcia, 2014).

Recentemente a ANVISA relatou alimentos com alto nível de contaminação por agrotóxicos. Para fazer o levantamento levaram-se em consideração dois pontos fundamentais: teores de resíduos de agrotóxicos acima do permitido; e presença de agrotóxicos não autorizados para o tipo de alimento. Dentre os alimentos encontram-se: pimentão, morango, pepino, alface, cenoura, abacaxi, beterraba, couve, mamão, tomate, laranja, feijão e arroz (ANVISA, 2012).

Segundo programas que demonstram o impacto tóxico dos pesticidas sobre os alimentos, como o PARA (Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos) constatou-se presença de clorpirifós e metamidofós acima do limite máximo de resíduos (LMR) em amostras de feijão. Sendo o último inviabilizado pela ANVISA desde 2011; foram encontrados no fubá clorpirifós; carbendazim, cipermetrina no tomate; e na uva foram encontrados carbendazim, todos acima dos limites da LMR (ANVISA, 2012).

Ainda, dentre os alimentos analisados a abobrinha foi a que apresentou maior número de amostras insatisfatórias, das 229 amostras, 110 eram insatisfatórias. E dentre os agroquímicos utilizados de maneira mais irregular nas culturas de alimentos analisadas estão: ditiocarbamato, análogo ao carbamato, carbendazim, clorpirifós e acefato, mesmo sendo de uso proibido (ANVISA, 2012).

As principais consequências pela intoxicação com agroquímicos estão relacionadas com desregulação de enzimas e receptores hormonais, interferência no ciclo menstrual, desequilíbrio da fertilidade, comprometimento da metabolização e detoxificação (ANVISA, 2012; Romano, 2009; Ghiselli & Jardim, 2007).

3.1.2.Comercialização dos agroquímicos

As utilizações de agroquímicos se justificam economicamente pelo aumento das exportações dos produtos hortifrúteis. As exportações brasileiras de alimentos e produtos cresceram no mercado internacional agrícola (Tabela 1), o país registrou um aumento de US\$ 4,1 bilhões nos anos 2000, para US\$ 11,1 bilhões em 2013. E esse crescimento tem como fator o uso significativo de agrotóxicos (Ocde – Fao, 2015).

Em 2006, o estado de São Paulo apresentou-se como o maior consumidor brasileiro de agrotóxicos, representando 20% do faturamento total brasileiro. A classe de herbicidas foi a mais utilizada, com 43,1%, com vendas destinadas especialmente ao cultivo de cana-de-açúcar, soja e milho (Oliveira et al., 2013) (Tabela 1) .

Positivamente há a utilização do desenvolvimento científico e químico, em contrapartida o emprego disseminado e abusivo dos agroquímicos. Os pesticidas usados de maneira irregular afetam não apenas os componentes agrícolas, mas todos os ambientes das plantações acumulam-se no solo e nos sedimentos sendo transportadas facilmente para outras regiões, acumulando-se ao longo da cadeia trófica (Ocde – Fao, 2015).

Em 2009, as principais produções agrícolas foram cana-de-açúcar (648.970.000 t), soja em grão (59.916.000 t), milho em grão (59.011.000 t), mandioca (26.300.000 t), laranja (18.300.000 t) e arroz. A cana de açúcar é a cultura representativa do estado, principalmente no oeste paulista. Destacam-se como xenobióticos aplicados: glifosato, atrazina e Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético (Oliveira et al., 2013).

Tabela 1. Os agroquímicos mais comercializados no Brasil

Classificação Ambiental	Agrotóxico	Grupo Químico	Culturas de uso predominante	Classe de Intoxicação	Região mais comercializada no Brasil
Herbicida	Glifosato	Glicina substituída	cana-de-açúcar, soja, milho, laranja e arroz	classe III	Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso e São Paulo
	2,4 D (Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético)	Ácido ariloxialcanoico	Cana de açúcar, soja, milho e arroz	classe III	Mato Grosso, São Paulo, Rio Grande do Sul e Paraná
	Atrazina	Triazina	Cana de açúcar e milho	Classe II	Mato Grosso, Paraná, São Paulo e Rio Grande do Sul
Inseticida	Cipermetrina	Piretróide	soja, milho e arroz	Classe II	Matogrosso, São Paulo, Goiás e Bahia
Fungicida	Carbendazim	Benzimidazol	soja e laranja	classe III	Mato Grosso, São Paulo, Goiás e Bahia
Organofosforado	Acefato	Organofosforado	soja e laranja	classe III	Mato Grosso, São Paulo, Paraná e Goiás

Tabela baseada em dados do Sistema de Agrotóxicos – Relatórios Semestrais – Ibama 2010 (MAPA, 2010).

3.1.3. Fiscalização, legislação e órgãos regulamentadores para comercialização e utilização de agroquímicos

Os agrotóxicos são avaliados previamente desde à produção, exportação, importação, comercialização e ao uso, sendo, por lei, obrigatório o registro desses produtos com a avaliação dos órgãos federais responsáveis pelos setores de saúde, meio ambiente e agricultura. Tal avaliação visa identificar potenciais danos pelo uso dessas substâncias, com o objetivo de estabelecer proibições, restrições e recomendações de uso de agrotóxicos, prevenindo e dimensionando os perigos à saúde humana e ao meio ambiente. Atualmente, as competências de avaliação dos órgãos estão estabelecidas na Lei nº 7.802 de 11/7/89 e no Decreto nº 4.074, de 4/1/2002 (Rebello, 2010).

Segundo o decreto nº 4.074 o Ministério do Meio Ambiente realiza avaliação ambiental dos agrotóxicos e seus componentes. O IBAMA autarquia vinculada ao Ministério, de acordo

com decreto nº 6.099, de 24/4/2007 é responsável pelas atividades de análise, registro e controle das substâncias químicas através das classificações quanto ao potencial de periculosidade ambiental (Rebello, 2010).

A Avaliação do Potencial de Periculosidade Ambiental, conduzida pelo IBAMA se baseia nas características do produto como as propriedades físico-químicas e sua toxicidade para os variados organismos encontrados na natureza; o quanto o produto se acumula em tecidos vivos; se persiste por muito tempo no ambiente; e se consegue se deslocar (solo, ar ou água). Ainda são analisados os perigos de causar mutações, câncer, má-formações em fetos ou embriões, e se podem colocar em risco a reprodução de aves e de mamíferos (Rebello, 2010).

Para efeito de classificação quanto ao potencial de periculosidade ambiental de um agrotóxico, seus componentes e afins, são atribuídas 19 características individuais, que resultarão na classificação final do produto, obedecendo à seguinte graduação (IBAMA, 2009):

- Classe I – Produto Altamente Perigoso;
- Classe II – Produto Muito Perigoso;
- Classe III – Produto Perigoso;
- Classe IV – Produto Pouco Perigoso;

Ainda podem ser realizadas análises dos xenobóticos no ambiente a partir da ação de bioindicadores, que podem ser divididos em dois grupos: de acumulação e de reação. De acordo com a literatura, um bioindicador de acumulação, também chamado de organismo resistente, é aquele que reage ao estresse pela acumulação de substâncias tóxicas nos tecidos; já um bioindicador de reação é considerado um organismo sensível, pois reage ao estresse por alterações morfológicas, fisiológicas, genéticas e etológicas (Schiavini et al., 2011).

Além disso, métodos analíticos tradicionais capazes de avaliar pesticidas organofosforados e carbamatos em água também são realizados por gaschromatography (GC) high performanceliquidchromatography (HPLC) ou massspectrometry (MS), associado ou não com de ensaios in vitro e in vivo para identificar os efeitos biológicos de uma grande variedade de substâncias naturais e sintéticas presentes no meio ambiente (Schiavini et al., 2011).

Apesar de todos esses esforços e cuidados, em 2012 após relatório complementar, com a participação de todos os estados brasileiros e distrito federal ainda foram encontrados vestígios de agrotóxicos em diversos alimentos, entre eles: abacaxi, abobrinha, alface, arroz, cenoura, feijão, laranja, maçã, milho, morango, pepino, tomate e uva; sob responsabilidade dos laboratórios: Lacen/GO, Lacen/RS e Funed/MG, laboratórios centrais de saúde pública (ANVISA, 2012).

3.1.4. Rotulagem de produtos com agrotóxicos

A rotulagem nutricional dos alimentos permite ao consumidor o acesso às descrições nutricionais e aos parâmetros indicativos de qualidade e segurança do seu consumo e é direito do consumidor ter acesso a informações claras e precisas sobre os alimentos que adquire (Lobanco et al., 2009).

A aplicação de agrotóxicos é intencional, a contaminação é provocada pelos fazendeiros no intuito de combater as “pragas da lavoura” e obter maior rendimento de safra. Assim como os aditivos intencionais que são dispostos nos rótulos alimentares, as substâncias agrotóxicas também deveriam ser rotuladas, porém não é o que ocorre.

Há assim necessidade da construção e ampliação de ações de informação, acompanhamento e fiscalização por parte do governo, do Instituto Brasileiro de Defesa do Consumidor (Idec) e do Programa de Orientação e Proteção ao Consumidor (Procon), para que se cumpra o Código de Defesa do Consumidor, garantindo que todos os produtos alimentícios apresentem em seu rótulo informações sobre os agrotóxicos utilizados na cadeia de sua produção e seus possíveis efeitos sobre a saúde. O consumidor tem o direito de optar por produtos saudáveis, e para isso precisa de tais informações (Brasil, 1989).

4. Conclusões

De acordo com as análises e comparações relatadas pelos autores estudados o a utilização de agrotóxicos acende cada vez mais no mundo, excepcionalmente no Brasil. Sendo o uso frequentemente realizado de modo ilegal e acima dos limites estabelecidos, produzindo efeitos tóxicos, mesmo em baixas concentrações.

O uso de um ou mais agrotóxicos em culturas para as quais eles não estão autorizados apresenta consequências negativas na saúde humana e ambiental. Uma delas é o aumento da insegurança alimentar para os consumidores que ingerem o alimento contaminado. Uma vez que suas concentrações, não são considerados no cálculo da ingestão diária aceitável (IDA) e esta insegurança se agrava a medida que o agrotóxico é encontrado em diversos alimentos consumidos diariamente - um terço dos vegetais que o brasileiro mais consomem apresentaram resíduos de agrotóxicos acima dos níveis aceitáveis. Segundo a ANVISA, trata-se de ingredientes ativos com elevado grau de toxicidade aguda e crônica comprovada e que causam problemas de desregulação hormonal como também neurológicos reprodutivos e cancerígenos. Apesar de serem proibidos em vários locais do mundo, como União Europeia e Estados Unidos, há utilização irregular de agroquímicos causando assim debilidade significativa no organismo humano, afetando gerações por longos períodos.

5. Referências Bibliográficas

Abrasco, Dossiê. Agrotóxicos, segurança alimentar e nutricional e saúde parte 1. São Paulo; 2012. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em https://www.abrasco.org.br/site/wp-content/uploads/2015/03/Dossie_Abrasco_01.pdf

Américo JHP, Messias TG, Torres NH, Américo GHP. Desreguladores endócrinos no ambiente e seus efeitos na biota e saúde humana. Rev de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, 2012. [Acesso em 2017 abril 28]. Vol,22. Disponível em <http://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/30795>

ANVISA - Programa de análise de resíduos de agrotóxicos em alimentos - PARA. Relatório complementar relativo à segunda etapa das análises de amostras coletadas, 2012. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em https://portal.ANVISA.gov.br/documents/111215/117818/Relat%25C3%25B3rio%2BPARA%2B2012%2B2%25C2%25AA%2BEtapa%2B-%2B17_10_14-Final.pdf/3bc220f9-8475-44ad-9d96-cbbc988e28fa

Brasil. Presidência da República. Casa Civil. LEI Nº 7.802, DE 11 DE JULHO DE 1989. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802.htm.

Bila DM, Dezotti M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências, 2007. [Acesso em 2017 abril 28]. Rev Quim. Nova, Vol. 30, No. 3, 651-666, 2007. Disponível em http://quimicanova.s bq.org.br/imagebank/pdf/Vol30No3_651_26RV06127.pdf

Carmo DA, Carmo ANB, Pires JNB, Oliveira JLM. Environmental behavior and toxicity of herbicides atrazine and simazine. *Rev. Ambient. Água* 2013. [Acesso em 2017 abril 28]. Vol.8. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1980993X2013000100010&lng=en&nrm=iso&tlng=en

Cetesb. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde Ambiental, 2015. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://laboratorios.cetesb.sp.gov.br/servicos/informacoes-toxicologicas/>

Coutinho CFB, Galli A, Mazo LH, Machado SAS. Carbendazim e o meio ambiente: Degradação e toxicidade, 2006. *Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*. Vol.16. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://revistas.ufpr.br/pesticidas/article/view/7480>

Friedrich K. Avaliação dos efeitos tóxicos sobre o sistema reprodutivo, hormonal e câncer para seres humanos após o uso do herbicida 2,4 - D, 2014. Fiocruz, Departamento de Farmacologia e Toxicologia. Núcleo Técnico em Saúde e Ambiente, Rio de Janeiro, 2014. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em antigo.contraosagrototoxicos.org/index.php/materiais/...herbicida-2-4-d.../download

Ghiselli G, Jardim WF. Interferentes endócrinos no ambiente. *Ver Quím. Nova*, 2007. Vol. 30. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010040422007000300032&script=sci_abstract&tlng=es

Guyton AC, Hall JE. Introdução a Endocrinologia - Cap 74. Guyton AC, Hall JE. *Tratado de Fisiologia Médica*. 12 ed. Rio de Janeiro: Elsevier; 2011. p. 927 - 928

IBGE, História - Censo Agropecuário. São Paulo; 2007. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em: http://censos2007.ibge.gov.br/hist_agro.shtm

Kim HJ, Park YI, Dong MS. Effects of 2,4-D and DCP on the DHT-induced androgenic action in human prostate cancer cells. *ToxicologySci.*, 2005. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16107550>

Lobanco CM, Vedovato GM, Cano CB, Bastos DHM. Fidedignidade de rótulos de alimentos comercializados no município de São Paulo, SP, 2009. *Rev. Saúde Pública* vol.43 no.3 São Paulo Mai./Jun. 2009 [Acesso em 28/04/2017]. Disponível em http://www.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89102009000300014&lng=pt&nrm=iso

Londres F. Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida. – Rio de Janeiro: AS-PTA (Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa), 2011. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://www4.planalto.gov.br/consea/biblioteca/documentos/agrotoxicos-no-brasil.-um-guia-para-acao-em-defesa-da-vida>

Meyer A, Sarcinelli PN, Villaça YA, Moreira JC. Os agrotóxicos e sua ação como desreguladores endócrinos. In: PERES, F., and MOREIRA, JC., orgs. *É veneno ou é remédio?: agrotóxicos, saúde e ambiente*. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2003. p. 101-118 [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://books.scielo.org/id/sg3mt/pdf/peres-9788575413173-07.pdf>

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Agrotóxicos. [Acesso em 28/04/2017]. Disponível em <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/agrotoxicos>

Ocde – Fao. Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024, 2015. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://www.fao.org.br/download/PA20142015CB.pdf>

Oliveira TG, Favareto APF, Antunes PA. Agrotóxicos: Levantamento dos mais utilizados no oeste paulista e seus efeitos como desreguladores endócrinos. Fórum Ambiental da Alta Paulista, 2013. Vol 9. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/view/684

Piccoli C. Exposição a agrotóxicos, função tireoidiana e alterações hematológicas: estudo em agricultores e familiares moradores da área rural do município de Faropilha – RS. Rio de Janeiro, 2015. Fiocruz. [Acesso em 23/05/2017] Disponível em <http://lilddbi/docsonline/get.php?id=4457>

Queiroz EKR, Waissmann W. Exposição ocupacional e efeitos sobre o sistema reprodutor masculino. Cad. Saúde Pública. 2006, vol.22. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102311X2006000300003&script=sci_abstract&tlng=pt

Rebello R. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Produtos agrotóxicos e afins comercializados em 2009 no Brasil: uma abordagem ambiental. Brasília, 2010. [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/livros/produtosagrotoxicoseafinscomercializadosem2009nobrasildigital.pdf>

Richard S, Moslemi S, Sipahutar H, Benachour N, Seralini GE. Differential Effects of Glyphosate and Roundup on Human Placental Cells and Aromatase. Environ Health Perspect. 2005; 113(6). [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1257596/>

Romano RM, Romano MA, Cláudio CA. Glifosato como desregulador endócrino químico, 2009. *Ambiência Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, Guarapuava, v. 5, n. 2, p. 359-372, 2009.* [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.producao.usp.br/bitstream/handle/BDPI/2361/art_ALVARENGA_Glifosato_como_desregulador_endocrino_quimico_2009.pdf?sequence=1

Schiavini JA, Cardoso CE, Rodrigues WC. Desreguladores Endócrinos no Meio Ambiente e o Uso de Potenciais Bioindicadores, 2011. *Revista Eletrônica TECCEN, Vassouras. V.4.* [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.uss.br/pages/revistas/revistateccen/V4N32011/pdf/003_Desreguladores.pdf

Schvartsman S, Barcia SAD. Parte 2 – Toxicologia Ambiental. *Domissanitários e Plantas Ornamentais – Cap 2.5. Oga S. Fundamentos de Toxicologia, 4 ed. São Paulo: Atheneu; 2014. p. 187 – 193.*

Stürtz N, Jahn GA, Deis RP, Rettori V, Duffard RO, Duffard AME. Effect of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on milk transfer to the litter and prolactin release in lactating rats. *Elsevier Toxicology, 2010.* [Acesso em 2017 abril 28]. Disponível em http://www.academia.edu/19160661/Effect_of_2_4-dichlorophenoxyacetic_acid_on_milk_transfer_to_the_litter_and_prolactin_release_in_lactating_rats

MECANISMOS MOLECULARES DA SÍNDROME DA RESPOSTA INFLAMATÓRIA SISTÊMICA EM VIGÊNCIA DA SEPSE.

Molecular Mechanisms of Systemic Inflammatory Response Syndrome in Sepsis.

Marcus Vinicius do Nascimento Oliveira, Bianca Cestari Zychar.

Centro Universitário Faculdades Metropolitanas Unidas - FMU- São Paulo, Campus Santo Amaro, Departamento de Ciências e Saúde – Biomedicina.

{marcus.nascoliver@gmail.com, biancazychar@gmail.com}

Resumo: A sepse é a principal causa de morte nas Unidades de Tratamento Intensivo (UTIs) fazendo desta patologia um problema de caráter mundial e grande impacto na saúde pública. Esta patologia é caracterizada por inflamação na tentativa de eliminar o agente infeccioso, através de um processo sequencial, desencadeando liberação de diversos mediadores inflamatórios e substâncias vasoativas, potencializando ainda mais este quadro. Este processo sequencial a entrada de microrganismo na corrente sanguínea é denominado Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica (SIRS) e induz desequilíbrio fisiológico, responsável principalmente pela migração leucocitária, expressão de moléculas de adesão, interação leucócito-endotélio, edema extravascular, aumento da permeabilidade endotelial relacionado diretamente com a Síndrome da Disfunção Múltipla de Órgãos (SDMO). Os fatores determinantes para má evolução e óbito ainda não são totalmente compreendidos, fato também dependente de doenças pré-existentes do paciente, diagnóstico e tempo de tratamento. Desta forma, foi objetivo deste trabalho descrever os mecanismos gerais da SIRS em especial a ação das principais moléculas envolvidas neste processo, através da revisão da literatura nos bancos de dados Scielo, Pubmed e Google Acadêmico sobre o referido tema, sendo consensual entre os autores que a principal causa de morte na sepse se dá pela resposta inflamatória exacerbada. Ainda é descrito que na rotina clínica, carecem marcadores inflamatórios que possam refletir com acuracidade o diagnóstico do estágio da gravidade da sepse para nortear o prognóstico e a terapêutica adequada.

Palavras-chaves: Moléculas de adesão, interação leucócito-endotélio, infecção, inflamação e Sepse.

Abstract: Sepsis the main cause of death in Intensive Care Units (ICUs) making this pathology a global problem and a major impact on public health. This pathology is characterized by inflammation in the attempt to eliminate the infectious agent, through a sequential process, triggering the release of several inflammatory mediators, boosting this condition. This sequential process, the entry of microorganism into the bloodstream is called Systemic Inflammatory Response Syndrome (SIRS) and induces physiological imbalance, mainly responsible for leukocyte migration, adhesion molecule expression, leukocyte-endothelium interaction, extravascular edema, increased endothelial permeability, related directly with Multiple Organ Dysfunction Syndrome (MODS). The determinants of poor outcome and death are still not fully understood, a fact that is also dependent on preexisting diseases, diagnosis and treatment time. In this way, it was the objective of this work to describe the general mechanisms of SIRS, in particular, the action of the main molecules involved in this process, through the literature review in the Scielo, Pubmed and Google Academic databases on this topic. The authors agree that the main cause of death in sepsis is due to the exacerbated inflammatory response. It is also described that in the clinical routine, inflammatory markers are needed that can accurately reflect the diagnosis of sepsis severity stage to guide prognosis and appropriate therapy.

Keywords: Adhesion Molecules, Leukocyte endothelial interaction, infection, inflammation, SIRS and Sepsis.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 14 no. 2 – Dezembro de 2019, São Paulo: Centro Universitário Senac
ISSN 1980-0894

Portal da revista InterfacEHS <http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/>

E-mail: Interfacehs@sp.senac.br

Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons Atribuição-Não Comercial-Sem Derivações 4.0 Internacional 

1. Introdução

A Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica (SIRS) é o processo desencadeado subsequente a uma agressão ao organismo, seja ela por trauma, queimadura ou principalmente pela ação de microrganismos. O termo SIRS é comumente utilizado para descrever um processo que ocorre após a entrada de microrganismos na corrente sanguínea sendo eles fungos, vírus ou principalmente bactérias, tal evento é denominado como sepse (Benjamim, 2001).

Desta forma, sepse, é a patologia causada pela ação conjunta da infecção na corrente sanguínea associada a SIRS, induzindo produção e liberação de mediadores inflamatórios, com intuito de estabelecer proteção ao hospedeiro (Benjamim, 2001; Ince, 2005; Elbers et al., 2006; Aird, 2003).

Esta tentativa deliberada de proteção pode levar muitas vezes ao desequilíbrio homeostático generalizado, ocasionando a Síndrome da Disfunção Múltipla de Órgãos (SDMO) também associados à alta permeabilidade da barreira endotelial causando redução na volemia e extravasamento de proteínas plasmáticas (Ince, 2005; Elbers et al., 2006; Aird, 2003; Aird, 2004). A sepse e subsequente falência de múltiplos órgãos apresentam-se como uma das principais causas de morte entre os pacientes admitidos nas unidades de terapia intensiva (Vincente, 2008).

O processo de resposta inflamatória na sepse inicia-se pela resposta imune inata, por meio do reconhecimento de microrganismos através de receptores específicos que influenciam a ativação da cascata de eventos intracelulares que promovem a expressão gênica e proteica de moléculas pró-inflamatórias como o fator de necrose tumoral alfa (TNF- α) e Interleucina - 1 β (IL-1 β) e ainda a liberação de citocinas anti-inflamatórias como a Interleucina - 10 (IL-10) (Henkin et al, 2009).

Concomitantemente durante a vigência da sepse, somados a ativação dos receptores que reconhecem os microrganismos, ocorre liberação de substâncias vasoativas como o Óxido Nítrico ou Nitric Oxid (NO), seguida da ativação das células endoteliais, expressão de moléculas de adesão, como as CAMs (Cell Adhesion Molecules) induzindo interação leucócito-endotélio, através de contatos adesivos denominados rolling, adesão e transmigração leucocitária, por meio de um mecanismo preciso com potencial aditivo/cooperativo de interação, que pode ocorrer mediante a abertura de junções das células endoteliais adjacentes (via para-celular) ou ainda em alguns ocorre pelo corpo celular (via transcelular) (Carman et al., 2004; Ley, 2007; Nourshargh et al., 2010).

O conjunto deste processo potencializa a reação inflamatória no hospedeiro, gerando principalmente alteração no fluxo sanguíneo e aumento da permeabilidade vascular, edema e migração de leucócitos para os tecidos inflamados na tentativa de debelar a infecção (Deitch, 1992; Yahuchi et al., 2004; Kim et al., 2000).

Esta resposta inflamatória descontrolada ou SIRS é um dos fatores resultantes da SDMO, que se dá pela diminuição no débito cardíaco, redução no fluxo sanguíneo e consequentemente diminuição na distribuição de oxigênio pelos órgãos o que resultará na falência por hipóxia (Henkin et al., 2009).

A sequência e os eventos que causam a SDMO ainda não estão bem elucidados, isso porque independente da oferta de oxigênio as células podem reagir à agressão modificando completamente a sua fisiologia, além de ser um processo bastante dinâmico com diferentes graus de disfunção orgânica, que independem exclusivamente dos fatores relacionados ao patógeno, mas também dos fatores intrínsecos do paciente (Henkin et al., 2009).

Os mediadores inflamatórios são variados e derivam tanto de precursores plasmáticos quanto de células, incluindo os radicais livres, óxido nítrico e os derivados do ácido

araquidônico, gerando principalmente alteração do fluxo sanguíneo e aumento da permeabilidade vascular, intensificando a gravidade da sepse (Mesquita et al., 2009).

A sepse consiste em um quadro de infecção associado à resposta inflamatória generalizada e pode ser dividida em 3 fases: sepse leve, caracterizada pela presença do agente infeccioso na corrente sanguínea associado a SIRS; sepse grave, relacionada com a Síndrome da Disfunção Múltipla de Órgãos, e por fim choque séptico que é caracterizado pela hipotensão associada a hiperlactatemia sendo este o quadro mais agravado da patologia e com alto nível de mortalidade (Viana et al., 2016; Silva et al., 2016).

Importante salientarmos que a sepse tem um alto índice de mortalidade, estudos evidenciaram que cerca de 46% dos pacientes diagnosticados com sepse foram a óbito em média no 28º dia de tratamento, a mortalidade na sepse foi de 16%, na sepse grave 34% enquanto no choque séptico 65%. As principais via de infecções descritas são o trato respiratório 69% e infecções abdominais 23%, tendo maior prevalência na infecção por bactérias Gram – negativas (Mesquita et al., 2008).

Desta forma, foi objetivo deste trabalho foi descrever os mecanismos gerais da Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica em vigência da sepse especificando a ação do óxido nítrico, citocinas e moléculas de adesão através de uma revisão da literatura sobre o referido tema.

2. Matérias e Métodos

Foi realizada uma revisão sistêmica bibliográfica de artigos nos bancos de dados Scielo, Pubmed e Google Acadêmico utilizando-se os seguintes descritores no idioma português: "Moléculas de adesão, interação leucócito-endotélio, infecção, inflamação e Sepse". E em inglês "Adhesion Molecules, leucocyte endothelial interaction, infection, inflammation, SIRS e Sepsis. Os critérios para seleção dos artigos foram: idioma português e inglês; artigos completos; sem um limite temporal, priorizando os estudos dos últimos 10 (dez) anos. Também foram usados dados extraídos de bibliotecas virtuais e da plataforma do Instituto Latino Americano da Sepse (ILAS).

3. Discussão

Foram selecionados para este trabalho 27 artigos e 1 livro, no idioma português e inglês que descrevem aspectos aos mecanismo moleculares da SIRS em vigência da sepse, na qual ressaltam a Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica (SIRS) como um processo desencadeado após uma agressão ao organismo, acompanhado da liberação de mediadores inflamatórios que agem a fim de estabelecer proteção ao hospedeiro frente esta agressão.

O quadro de SIRS pode ser definido quando o paciente apresenta duas ou mais características clínicas como: hipertermia, hipotermia, taquicardia, taquipneia e aumento ou diminuição na contagem de glóbulos brancos (Benjamim, 2001).

A presença do agente microbiano ou de seus constituintes no hospedeiro, como a endotoxina de bactérias gram negativas, são considerados os fatores de ativação do estado inflamatório sistêmico na sepse (Guiout et al., 1984; Heuman et al., 1998). Estes, quando reconhecidos por receptores presentes em componentes da resposta imune, desencadeiam a produção e liberação de mediadores inflamatórios capazes de reconhecer a presença de bactérias na circulação, o que desencadeia um processo sequencial e potencializado, induzindo desequilíbrio homeostático micro e macrocirculatórios (Deitch, 1992; Yaguchi et al., 2004; Kim, 2000).

Sabe-se que durante a SIRS ocorre expressão de moléculas vasoativas como o NO que é um radical livre e ativador de células endoteliais, iniciando a mediação de eventos intracelulares e extracelulares e subsequente, dilatação do endotélio e diminuição do fluxo sanguíneo e pressão arterial (Carman et al., 2004; Nourshargh et al., 2010; Souza, 2017).

O Óxido Nítrico (NO) está relacionado com diversos eventos fisiopatológicos, entre eles está a ativação do GMPc que é responsável pela vasodilatação, inibição da agregação plaquetária e modulação do recrutamento leucocitário e sua adesão ao endotélio. Além de estar relacionado diretamente a esses fatores ele promoverá resistência a vasoconstritores que resultará em uma severa hipotensão o que é bem característico do choque séptico, em testes realizados constatou-se que caso o NO fosse inibido acarretaria uma alta liberação de vasoconstritores o que ocasionaria lesão tecidual e uma morte rápida de diversas células (Salles et al., 1999).

Em um processo fisiológico, a sua principal função é preservar a integridade das junções endoteliais, mantendo a função de barreira, bem como autorregular o tônus vasomotor e a liberação de vasodilatadores locais (Palmer et al., 1987; Trzeciak et al., 2008). As células endoteliais são altamente sensíveis a mudanças no meio extracelular, estas reagem com sinais intracelulares podendo que podem atuar de forma adaptativa (ativação endotelial) ou de forma não adaptativas e prejudiciais ao hospedeiro (disfunção endotelial) (Trzeciak et al., 2008).

Na sepse o resultado da disfunção endotelial causa um desequilíbrio da homeostasia microcirculatória que, se não corrigida, pode prejudicar o transporte de oxigênio, culminando em hipóxia celular, SDMO e progredir para a morte (Aird, 2003).

Concomitante a expressão do NO, agentes quimiotáticos que medeiam a expressão de moléculas de adesão que servem como contatos adesivos entre leucócitos e endotélio causando migração leucocitária circulante para a região do tecido lesado (Butcher, 1991; Springer, 1994; Rankin, 2004).

As moléculas de adesão são glicoproteínas expressas na superfície das células e podem estar ligadas a outras células ou promover ligação diretamente com o endotélio, tais moléculas são divididas em 3 grupos, sendo elas: Selectinas, responsável inicialmente pelo contato dos leucócitos com o endotélio durante o rolamento e recrutamento leucocitário; Integrinas, também conhecida como CD11 que medeiam uma firme adesão leucócito endotélio e CAMs (Cell Adhesion Molecules), pertencentes à subfamília das imunoglobulinas, envolvidas na adesão e na migração entre leucócitos e as célula endoteliais (Butcher, 1991; Springer, 1994; Rankin, 2004; Rose et al., 2007; Katagiri et al., 2003; Shimonaka et al., 2003; Kinashi et al., 2005).

Ainda em vigência da sepse, os agentes microbianos são reconhecidos por receptores presentes em componentes da resposta imune, desencadeiam a produção e liberação de mediadores inflamatórios, tais como fator de necrose tumoral alfa (TNF- α), interleucina-1 (IL-1) e interleucina-6 (IL-6) que potencializam o quadro séptico e SIRS (Henkin et al., 2009; Pereira et al., 2013; Oliveira et al., 2011).

Citocinas pró-inflamatórias, como TNF- α e IL-1, liberadas na sepse, têm um papel importante no desenvolvimento de choque séptico e disfunção orgânica (Bozza et al., 2007). Zaroni e col. (2009) observou que a microcirculação mesentérica de ratos após obstrução intestinal e isquemia apresenta alterações na interação leucócito-endotélio, com aumento de expressão de P-selectina e ICAM-1, responsáveis pelo rolling e adesão de leucócitos (Zaroni et al., 2009). Estudos ainda demonstram significativa redução de leucócitos após o bloqueio de PECAM-1 em pulmão, fígado e músculo estriado da pele em camundongos, após a indução de endotoxina de bactérias Gram negativas, sugerindo que durante a sepse, possa ocorrer um aumento da expressão de moléculas de adesão através da liberação de mediadores pró-inflamatórios (Nolte et al., 2004).

O mecanismo geral da SIRS não está totalmente elucidado uma vez que, temos diversas reações acontecendo ao mesmo tempo, o que é descrito na literatura até o momento trata-se de um processo subsequente a uma agressão, e que esta resposta potencializada agrava o quadro do paciente sendo precursora da Síndrome da Disfunção Múltipla de Órgãos (SDMO)(Henkin et al., 2009; Perez et al., 2009).

Até o presente momento, não existem marcadores específicos da doença, assim o diagnóstico é feito com a associação de evidências clínicas com o quadro de SIRS através da citometria de fluxo e hemocultura. Cabe ressaltar que o tratamento, ainda, é baseado na antibioticoterapia, administração de vasopressores, corticosteroides e reposição volêmica (Henkin et al., 2009; Perez et al., 2009).

Cabe ressaltar, que entre os autores estudados a descrição é de que a principal causa da morte por sepse está relacionada a resposta inflamatória exacerbada (SIRS), através da liberação de mediadores inflamatórios e expressão das moléculas de adesão que potencializam os efeitos inflamatórios e alterações microcirculatórias, comprometendo o órgão infectado e progredindo para a Síndrome da Disfunção Múltipla de Órgãos (SDMO), além disso a interação leucócito endotélio, mediada pelas moléculas de adesão, induzem o extravasamento da proteína plasmática com redução na volemia por aumento da permeabilidade vascular.

Sendo uma patologia de importância para a saúde pública são registrados anualmente cerca de 400.000 novos casos de sepse no Brasil, onde há óbito de cerca de 46% dos pacientes internados, tendo como potencializador do mal prognóstico a Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica, apesar dos dados epidemiológicos da Sepse não serem fidedignos por conta de subnotificações fica clara a relevância de estudo sobre o referido tema (ILAS).

4. Considerações finais

Desta forma, os autores descrevem que os principais mecanismos da SIRS na sepse são sequenciais e com envolvimento de: reconhecimento bacteriano através de receptores específicos, liberação de moléculas pró e anti-inflamatórias, expressão de moléculas de adesão, recrutamento e transmigração leucocitária e expressão de moléculas vaso ativas. Este mecanismo é capaz de gerar intenso desequilíbrio fisiológico possibilitando ao paciente um mal prognóstico e óbito.

Representando um grave problema de saúde pública em todo o mundo, esta patologia acomete anualmente cerca de 400.000 novos casos no Brasil o que leva a ocupação de 30% dos leitos das UTIs e cerca de 50% dos pacientes vão a óbito no período de tratamento, além do alto número de morbidade e mortalidade, a sepse gera altos custos investidos em seu tratamento (ILAS), dito isto é racional o estudo sobre os mecanismos relacionados a SIRS, bem como o entendimento dos mediadores inflamatórios envolvidos neste processo, na tentativa de desenvolver novas perspectivas terapêuticos para a redução da morbimortalidade na sepse.

5. Referências Bibliográficas

1. Aird WC. The role of the endothelium in severe sepsis and multiple organ dysfunction syndrome. *Blood* 2003 May 15;101(10):3765–3777.
2. Aird WC. Endothelium as an organ system. *Crit Care Med* 2004 May;32(5 Suppl):S271–S279.

3. Benjamim CF, Atualização Sobre Mediadores e Modelos Experimentais da Sepse, Simpósio de Medicina Intensiva 3ª Parte Capítulo II, Ribeirão Preto 2001.
4. Bozza FA, Salluh JI, Japiassu AM, Soares M, Assis EF, Gomes RN, Bozza MT; Castro-Faria-Neto HC; Bozza PT. Cytokine profiles as markers of disease severity in sepsis: a multiplex analysis. *Crit Care* 2007, 11:R49.
5. Butcher EC. Leukocyte-endothelial cell recognition: three (or more) steps to specificity and diversity. *Cell*. 1991;67(6):1033-6.
6. Carman CV, Springer TA. A Transmigratory cup in leukocyte diapedesis both through individual vascular endothelial cells and between them. *J Cell Biol*. 2004;167: 377-88.
7. Deitch EA. Multiple organ failure. Pathophysiology and potential future therapy. *Ann Surg*. 1992; 216: 117-134.
8. Elbers PWG & Ince C. Bench-to-beside review: Mechanisms of illness-classifying microcirculatory flow abnormalities in distributive shock. *Crit Care* 2006;10: 1-8.
9. Guiout H F L, Furth R. Selective antimicrobial modulation of the intestinal flora. Prophylaxis against infection in neutropenic patients. *Infection*. 1984; 12: 1-4.
10. Heuman D, Glauser M P, Calandra T. Molecular basis of host-pathogen interaction in septic shock. *Current Opinion in Microbiology*. 1998;1:49-55.
11. Henkin CS, Coelho JC, Paganella MC, Siqueira RS, Dias FS. Sepse: Uma Visão Atual. 2009.
12. Ince C. The microcirculation is the motor of sepsis. *Crit Care*. 2005;9(4):S13-9.
13. Instituto Latino Americano da Sepse, 2016, disponível em :<https://www.ilas.org.br>
14. Júnior J A L S, David C M, Hatum R, Souza P C, Japiassú A, Pinheiro C T S, Friedman G, Silva O B, Dias M D'A, Koterba E, Dias F S, Piras C, Luiz R R. Sepse Brasil: estudo epidemiológico da sepse em unidades de terapia intensiva brasileiras. *Revista Brasileira de Terapia Intensiva* 2006.
15. Katagiri K, Maeda A, Shimonaka M, Kinashi T. RAPL, a Rap1-binding molecule that mediates Rap1-induced adhesion through spatial regulation of LFA-1. *Nature Immun*. 2003; 4: 741-48.
16. Kim P K, Deutschman CS. Inflammatory responses and mediators. *Surg Clin North Am*. 2000; 80(3): 885-94.
17. Kinashi, T, Katagiri, K. Regulation of immune cell adhesion and migration by regulator of adhesion and cell polarization enriched in lymphoid tissues. *Immunology*. 2005;116(2),164-71.
18. Ley K. Adhesion Molecules: Function and Inhibition 1 ed. Basel- Boston-Berlim: Birkhäuser. 2007.
19. Mesquita D, Júlio A, Pereira A, Catelan T T T, Souza A W S, Silva N P, Andrade L E, Crúvinel W M. aspectos celulares e moleculares da inflamação. *Revista sinopse de reumatologia*. 2008. Disp em: <http://www.moreirajr.com.br>

20. Nourshargh S, Hordijk PL, Sixt M. Breaching multiple barriers: leukocyte motility through venular walls and the interstitium. *Nature Reviews*. 2010; 11:366-78.
21. Nolte D, Kuebler WM, Muller WA, Wolff KD, Messmer K. Attenuation of leukocyte sequestration by selective blockade of PECAM-1 or VCAM-1 in murine endotoxemia. *Eur Surg Res*. 2004; 26:331-7.
22. Oliveira CMB, Sakata RK, Issy AM, Gerola LR, Salomão R. Citocinas e Dor. *Revista Brasileira Anestesiol* 2011;61:2:255-265.
23. Palmer RM, Ferrige AG, Moncada S. Nitric oxide release accounts for the biological activity of endothelium-derived relaxing factor. *Nature* 1987 Jun 11-17;327(6122):524-26.
24. Perez, MCA. Epidemiologia, diagnóstico, marcadores de imunocompetência e prognóstico da sepse. Tese apresentada, para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação em Fisiologia Fisiopatologia Clínica e Experimental – FISCLINEX – da Universidade do Estado do Rio de Janeiro [Internet]. 2009 [citado 2016 Abr 01]. Disponível em: http://www.files.scire.net.br/atrio/uerj-fisclinex_upl/THESIS/101/mario_castro_alvarez_perez.pdf.
25. Pereira RF, Valenssio RT, Magosso RF. Influência do exercício físico sobre os marcadores inflamatórios. 2013.
26. Rankin JA. Biological mediators of acute inflammation. *AACN Clinical issues*, v.15, n.1, p.3-17, 2004.
27. Rose DM, Alon R, Ginsberg MH. Integrin modulation and signaling in leukocyte adhesion and migration. *Immunol Reviews*. 2007;218:126-34.
28. Salles MJC, Sprovieri SRS, Bedrikow R, Pereira AC, Cardenuto SL, Azevedo PRC, Silva TM, Golin V. Síndrome da Resposta Inflamatória Sistêmica/sepse – revisão e estudo da terminologia e fisiopatologia- trabalho realizado no Serviço de Emergência da Santa Casa de Misericórdia de São Paulo – Departamento de Medicina da Faculdade de Ciências Médicas – SP 1999.
29. Shimonaka M, Katagiri K, Nakayama T, Fujita N, Tsuruo T, Yoshie O, Kinashi T. Rap1 translates chemokine signals to integrin activation, cell polarization, and motility across vascular endothelium under flow. *J. Cell Biol*. 2003;161(2): 417-27.
30. Silva E, Machado F. Sepse: Conceito e Epidemiologia. ILAS 2016.
31. Souza L A. "Óxido Nítrico"; Brasil Escola. Disponível em <<http://brasilecola.uol.com.br/quimica/oxido-nitrico.htm>>. Acesso em 07 de março de 2017.
32. Springer, TA. (1994) Traffic signals for lymphocyte recirculation and leucocyte emigration: the multi-step paradigm. *Cell* 76: 301-314.
33. Trzeciak S, Cinel I, Dellinger RP, Shapiro NI, Arnold RC, Parrillo JE, Hollenberg SM. Resuscitating the microcirculation in sepsis: the central role of nitric oxide, emerging concepts for novel therapies, and challenges for clinical trials. *Acad Emerg Med*. 2008; 15(5): 399-413.
34. Viana R, Machado F, Souza J. Sepse um problema de saúde pública: a atuação e colaboração da enfermagem na rápida identificação e tratamento da doença/ Conselho Regional de Enfermagem – São Paulo: COREN-SP, 2016 ISBN 978-85-68720-03-05.

35. Vincent JL, Atalan HK. Epidemiology of severe sepsis in the intensive care unit. *Br J Hosp Med (Lond)*. 2008 Aug; 69(8):442-3.
36. Yaguchi A, Lobo FLM, Vincent JL, Pradier O. Platelet function in sepsis. *J Thromb Haemost*. 2004; 2: 2096-102.
37. Zanoni FL, Benabou S, Greco KV, Moreno ACR, Cruz JWMC, Filgueira FP, MartinezMB, de Figueiredo LFP, Pocha e Silva M, Sannomiya P. Mesenteric microcirculation dysfunctions and translocation of indigenous bacteria in a rat model of strangulated small bowel obstruction. *Clinics*, 2009; 64(9): 911-9.