

InterfacEHS

Saúde, Meio Ambiente
e Sustentabilidade

Editorial Interfacehs

Caro leitor,

Este é o primeiro número do décimo quinto volume da Revista interfacEHS com contribuições importantes em Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. A Revista atua como veículo de discussão, reflexão, crítica, disseminação e estado da arte em saúde, meio ambiente, sustentabilidade e inovação, esclarecendo de forma objetiva a sua missão em publicação. Neste fascículo, contamos com artigos científicos elaborados por profissionais de área acadêmica e científica, que apresentam importantes resultados de pesquisas de suas áreas de atuação.

Neste contexto, começa com o trabalho que recebeu o título de "Avaliação de ferramentas de planejamento e monitoramento da qualidade da água em microbacias hidrográficas do Reservatório Billings, no município de São Bernardo do Campo, SP" de autoria de Paula Lopes de Araujo, Murilo Domingo Mattar, Alexandre Saron, Diana Sarita Hamburger e Tatiane Araujo de Jesus. Este artigo está focado na avaliação da relação da qualidade da água de córregos situados em microbacias hidrográficas afluentes ao Braço Rio Grande da Represa Billings, no município de São Bernardo do Campo – SP, com o zoneamento do uso e ocupação de seu solo. No que tange as ferramentas de planejamento ambiental, os autores, Alexandre Saron, João Lucas Melo de Oliveira, Thaynara Ribeiro Felismino e Silvia Ferreira MacDowell apresentam contribuições sobre planejamento ambiental da bacia do córrego Zavuvus, cujas discussões, consolidações e diagnóstico se deram nas políticas públicas ambientais, como o PGIRS, indispensáveis para o planejamento e gestão sustentável para a unidade de planejamento da bacia hidrográfica. Em continuidade, segue-se o trabalho intitulado "Fertirrigação e o reúso de água na agricultura" de autoria de Fábio Campos e Karina Boratino de Araújo, que analisam sobre a adoção da fertirrigação, com planejamento adequado e gestão de águas residuais, como um propiciador de soluções ambientais, mediante a inserção de políticas e incentivos ao fomento do uso de tecnologias descentralizadas de tratamento além da contemplação do reúso agrícola. Tratando-se sobre contaminação de solo, esta edição traz até você, leitor, um estudo que aplica a amostragem multi-incremento no parque de recreação, para verificar se concentração de chumbo oferece riscos à saúde humana sob autoria de Eliane Kaori Haga, Fábio Henrique da Silva e Ricardo Aparecido de Sales. Ainda, relacionado aos estudos de solos apresenta o trabalho intitulado "Preservação física e química de amostras de solo para análise de compostos orgânicos voláteis" de autoria de Aline Abreu Neves, Letícia Gemignani do Amaral, Marcos Tanaka Riyis e Rodrigo Cesar de Araujo Cunha, que comparam os métodos de preservação físico (água) e químico (metanol) de acordo com a norma ABNT NBR 16.434:2015 e avaliam as diferenças na extração de compostos orgânicos voláteis por água e metanol.

Não poderia de deixar de mencionar as contribuições no âmbito da saúde, particularmente na área de cosmetologia, do trabalho sobre "Esfoliante formulado com pó de café como alternativa ao uso de microesferas de plástico de autoria de Marta Franciely Lopes Rocha, Noéle Perussi Oliveira e Iara Lúcia Tescarollo, que desenvolvem creme esfoliante corporal, com base no uso de ingredientes obtidos de fontes renováveis, biodegradáveis, com potencial mínimo de afetar negativamente a saúde do consumidor; além de comparar a amostra com outro produto formulado com ingredientes sintéticos, determinar as propriedades físico-químicas e avaliar a aceitabilidade sensorial das formulações. Segue-se o trabalho sobre "Vacuoterapia associada a bioativos cosméticos no tratamento da Alopecia Androgenética" de autoria de Airton Toffanello, João Paulo Correia Gomes e Carla Aparecida Pedriali Moraes, que chegam a conclusão que a terapêutica da vacuoterapia com substâncias ativas vegetais mesmo em curto período, demonstra a eficácia em maior ou menor percentual, porém em níveis significativos em totalidade. O último artigo, não menos importante da autoria de Manoel Victor Gonçalves da Luz, Wesley Kalwallacy Santos de Aguiar, Andreia Castro de Sousa França e Wellyson da Cunha Araújo Firmo, que apresentam sobre "Aspectos clínicos-epidemiológico da leishmaniose visceral no município

de Pedreiras, Maranhão. Este trabalho teve como objetivo analisar os casos de leishmaniose visceral no município de Pedreiras-MA entre janeiro de 2017 a janeiro de 2019.

Os autores, a equipe editorial e os avaliadores ad hoc da Revista InterfacEHS 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.

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

Tenha uma ótima leitura!

Emília Satoshi Miyamaru Seo
Editora

Avaliação de ferramentas de planejamento e monitoramento da qualidade da água em microbacias hidrográficas do Reservatório Billings, no município de São Bernardo do Campo, SP

Evaluation of planning and monitoring tools of water quality on Watersheds of Billings Reservoir, in Sao Bernardo do Campo city, SP

Murilo Domingo Mattar¹, Alexandre Saron², Diana Sarita Hamburger³, Tatiane Araujo de Jesus⁴, Paula Lopes de Araujo⁵

¹.Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária - Centro Universitário Senac
murilodmattar@hotmail.com

².Professor - Centro Universitário Senac - Santo Amaro
alexandre.saron@sp.senac.br

³.Professora - Universidade Federal do ABC
diana.sarita@ufabc.edu.br

⁴.Professora - Universidade Federal do ABC
tatiane.jesus.ufabc@gmail.com

⁵.Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental - Universidade Federal do ABC
paulambiental@yahoo.com.br

Resumo. O reservatório Billings está localizado na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, área praticamente coincidente com o território da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), um dos maiores centros populacionais do Brasil. Em tal cenário de adensamento urbano, ferramentas de planejamento do uso e ocupação do solo para a disponibilidade de água em qualidade e quantidade tornam-se uma questão essencial. Esta pesquisa avaliou a relação da qualidade da água de córregos situados em microbacias hidrográficas afluentes ao Braço Rio Grande da Represa Billings, no município de São Bernardo do Campo – SP, com o zoneamento do uso e ocupação de seu solo. A qualidade da água dos córregos foi avaliada por meio de análises físico-químicas e biológicas, bem como pelo cálculo do Índice de Qualidade de Água (IQA). O zoneamento do uso e ocupação do solo nas respectivas microbacias foi avaliado por meio de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e os resultados do IQA foram correlacionados com o zoneamento proposto por Lei de ordenamento territorial da bacia. Os resultados indicaram correlação entre o uso e ocupação do solo conforme o zoneamento e alguns parâmetros de qualidade da água (significativamente temperatura e cor, e relativamente nitrito, nitrato, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Oxigênio Dissolvido e pH), sendo que a análise isolada dos parâmetros formadores do IQA mostrou maior grau de correlação com o zoneamento do que a análise apenas pelo Índice. Os resultados também apontam a necessidade de planejamento e controle do adensamento populacional na região

Palavras-chave: IQA, Billings, uso e ocupação do solo.

Abstract. The Billings reservoir is located in the Upper Tietê Basin, an area almost coincident with the territory of the Metropolitan Area of São Paulo (RMSP), one of the largest population centers in Brazil. In such a scenario of urban densification, land use and land use planning tools for the availability of water in quality and quantity becomes an essential issue. This research evaluated the water quality relation of streams located in watersheds affluent to the Rio Grande Branch of the Billings Dam, in the municipality of São Bernardo do Campo - SP, and with zoning of the use and occupation of its soil. The water quality of the streams was evaluated by means of physical-chemical and biological analyzes, as well as by the calculation of the Water Quality Index (IQA). The zoning of land use and occupation in the respective watersheds was evaluated by means of Geographic Information Systems (GIS) and the results of the IQA were correlated with the zoning proposed by the Law of territorial planning of the basin. The results indicated a correlation between the use and occupation of the soil according to the zoning and some parameters of water quality (significantly temperature and color, and relative nitrite, nitrate, Biochemical Oxygen Demand (BOD), dissolved oxygen and pH). IQA showed a higher degree of correlation with zoning than analysis by the Index alone. The results also point out the need for planning and control of population densities in the region.

Keywords: IQA, Billings, land use.

1. Introdução

A população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) chega a mais de 20 milhões de habitantes (SEADE, 2018), constituindo-se em um dos maiores polos populacionais do país. Parte desta população é abastecida pelo reservatório Billings, que foi utilizado como fonte estratégica para fornecimento de água no contexto da crise hídrica que afetou a RMSP no biênio 2014-2015 (SABESP, 2015). Entretanto, a expansão urbana na RMSP e a redução de áreas vegetadas ameaçam as áreas de mananciais (Tagnin et al., 2016).

O Braço Rio Grande da Represa Billings é utilizado para o abastecimento de água da RMSP. Por constituir um importante manancial de abastecimento, o reservatório possui diretrizes de uso e ocupação regradas pela Lei nº 13.579 de 2009, que define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings – APRM-B como manancial de interesse regional para o abastecimento das populações atuais e futuras. A Lei definiu o zoneamento da região com áreas de intervenção, dentre as de restrição, conservação e ocupação dirigida.

As Áreas de Restrição à Ocupação, ARO, são áreas de especial interesse para a preservação, conservação e recuperação dos recursos naturais da Bacia; compreendendo, dentre outras, as áreas de preservação permanente, a faixa de cinquenta metros de largura a partir da cota máxima do Reservatório Billings (cota 747 metros) e as Unidades de Conservação conforme categorias de proteção integral (Lei Estadual nº 13.579/2009, Artigo 18).

As Áreas de Ocupação Dirigida, AOD, são áreas de interesse para a consolidação ou implantação de uso urbano ou rural, desde que atendidos os requisitos que assegurem a manutenção das condições ambientais necessárias à produção de água em quantidade e qualidade para o abastecimento público. As AOD compreendem as seguintes subáreas:

Subárea de Ocupação Especial, SOE: área definida como prioritária para implantação de habitação de interesse social e de equipamentos urbanos e sociais;

Subárea de Ocupação Urbana Consolidada, SUC: área com ocupação urbana irreversível e servidas parcialmente por infraestrutura, inclusive de saneamento ambiental e serviços urbanos;

Subárea de Ocupação Urbana Controlada, SUCt: área já ocupada e em processo de adensamento e consolidação urbana e com ordenamento praticamente definido;

Subárea de Ocupação de Baixa Densidade, SBD: área não urbana destinada a usos com baixa densidade de ocupação, compatíveis com a proteção dos mananciais;

Subárea de Conservação Ambiental, SCA: área provida de cobertura vegetal de interesse à preservação da biodiversidade, de relevante beleza cênica ou outros atributos de importância ambiental (Lei Estadual nº 13.579/2009, Artigo 21).

Existem também padrões de qualidade da água determinados pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357 de 2005 os quais devem ser mantidos a fim de garantir os usos pretendidos para os corpos hídricos.

O entendimento do uso e a ocupação do solo nessas áreas e sua relação com a qualidade da água constitui uma ferramenta no auxílio ao planejamento visando a sua proteção.

1.1 Parâmetros e Indicadores de Qualidade da Água

São denominados parâmetros os dados ou variáveis mensuráveis. Indicadores e Índices, por sua vez, são ponderações numéricas de parâmetros. Dessa forma, um indicador representa uma realidade complexa, com a finalidade de facilitar sua compreensão e comunicação (MMA, 2014).

Por apresentarem algum grau de agregação da informação, os indicadores devem ser interpretados com cautela, e sempre deve ser observada a possibilidade de obter os dados originais que geraram o indicador, auxiliando na interpretação do mesmo para a aplicação de soluções adequadas.

O Índice de Qualidade de Águas, IQA, é um exemplo de indicador/índice que agrega determinados parâmetros para resultar em uma pontuação para classificação da qualidade da água (SARON; AMARAL, 2015).

A criação do IQA baseou-se numa pesquisa de opinião junto a especialistas em qualidade de águas, que indicaram as variáveis a serem avaliadas, o peso relativo e a condição com que se apresenta cada parâmetro, segundo uma escala de valores "rating". Das 35 variáveis indicadoras de qualidade de água inicialmente propostas, somente nove foram selecionadas. Para estas, a critério de cada profissional, foram estabelecidas curvas de variação da qualidade das águas de acordo com o estado ou a condição de cada parâmetro. Estas curvas de variação foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias para cada parâmetro, bem como seu peso relativo correspondente (CETESB, 2016).

O valor de qualidade (q) da fórmula é um número entre 0 e 100, obtido da respectiva curva média de variação de qualidade, em função de sua concentração ou medida. O valor do peso relativo do parâmetro (w) é um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de variação de qualidade devido ao efeito da poluição por esgoto sanitário.

O IQA engloba nove parâmetros de qualidade de água, a saber: coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido. O IQA é calculado pelo produto ponderado desses nove parâmetros (CETESB, 2016), conforme a Equação 1.

$$IQA = q_{CF}^w \times q_{pH}^w \times q_{DBO}^w \times q_{NT}^w \times q_{FT}^w \times q_{Temp}^w \times q_{Turb}^w \times q_{RT}^w \times q_{OD}^w \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: CF são os Coliformes fecais [NMP 100 mL⁻¹]; pH é o Potencial hidrogeniônico; DBO é a Demanda Bioquímica de Oxigênio [mgO₂ L⁻¹]; NT é o Nitrogênio total [mg L⁻¹]; FT é o Fósforo total [mg L⁻¹]; Temp. é o Afastamento da temperatura de equilíbrio [°C]; Turb. é a Turbidez [UNT]; RT são os Resíduos totais [mg L⁻¹] e OD é o Oxigênio dissolvido [% de Saturação].

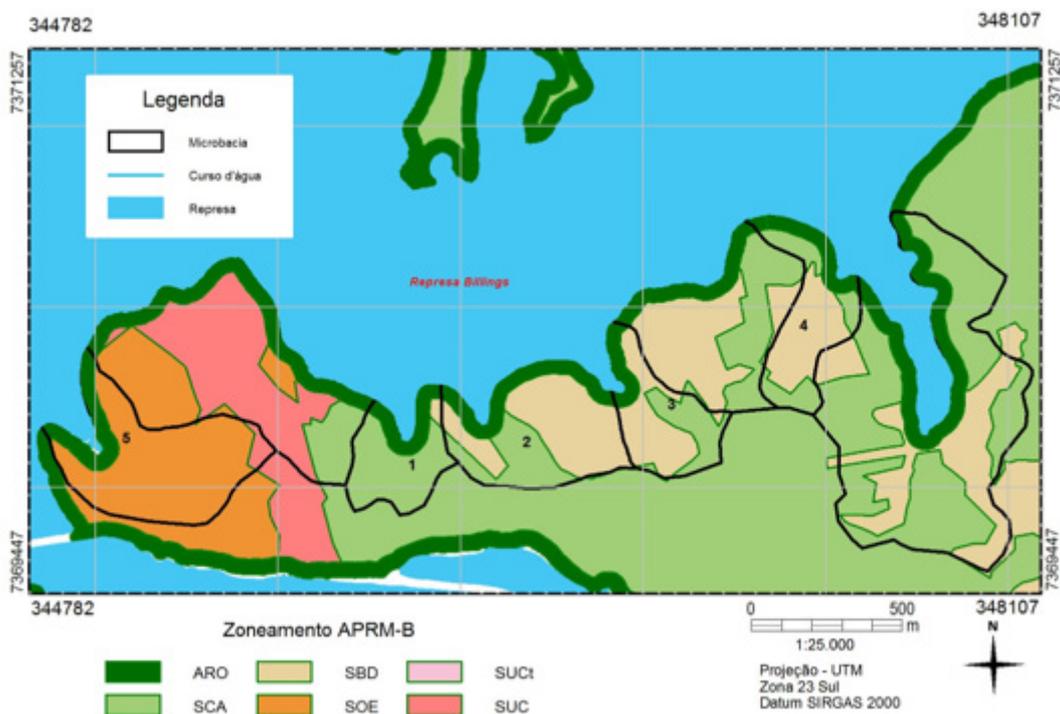
2. Material e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings abrange os municípios de Rio Grande da Serra, Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo. A Bacia possui área de drenagem correspondente a 582,8 km², dos quais 36,7% estão inseridos no território do município de São Bernardo do Campo (SÃO PAULO ANO; COBRAPE, 2011). A área de estudo, localizada no município de São Bernardo do Campo – SP é composta por cinco microbacias tributárias do braço Rio Grande do reservatório Billings, totalizando área de 73,9 hectares.

A Figura 1 apresenta as microbacias e as áreas do zoneamento estabelecido pela Lei Estadual nº 13.579/2009 (SÃO PAULO, 2009) para a Área de Proteção e Recuperação dos mananciais do Reservatório Billings. As microbacias foram identificadas por números de 1 a 5, relacionadas aos respectivos córregos estudados.

A microbacia 1 possui predominância Subárea de Conservação Ambiental – SCA, área provida de cobertura vegetal. A microbacia 2 possui área em SCA e também Subárea de Ocupação de Baixa Densidade – SBD, sendo que em vistoria identificou-se mata e áreas com eucaliptos sem manejo aparente. As microbacias 3 e 4 também possuem áreas em SCA e em SBD. Na microbacia 3 há ocupação de forma esparsa, e a microbacia 4 possui um clube, com presença de mata e gramíneas ao redor do córrego. A microbacia 5 é majoritariamente composta por Subárea de Ocupação Especial, SOE, sendo mais adensada, com presença de habitações precárias, sem coleta e tratamento de esgotos aparente à época das coletas, em 2015.

Figura 1. Localização das microbacias tributárias ao Braço Rio Grande da Represa Billings.



A distribuição das áreas do zoneamento conforme Lei nº 13.579/2009, em porcentagem por microbacia da APRM-B, foram analisadas em ambiente SIG por meio QGIS versão 2.14.21, que é um do programa livre e aberto. A delimitação do zoneamento foi disponibilizada em formato digital shapefile pela Secretaria Estadual de Meio Ambiente de São Paulo por meio de seu portal na internet.

A fim de avaliar a qualidade das águas e posterior cálculo do IQA, foram coletadas amostras de água superficial nos dias 28 de agosto de 2015 e 28 de outubro de 2015. No momento da coleta foi mensurado o pH, a temperatura e o teor de oxigênio dissolvido por meio de sonda multiparamétrica (Hanna, modelo HI 9829) previamente calibrada. As amostras foram preservadas sob refrigeração e encaminhadas para o laboratório de Química Ambiental do Centro Universitário SENAC onde, através de análises físico-químicas e bacteriológicas, foi elaborado o laudo analítico com os seguintes parâmetros: turbidez, nitrogênio total, resíduo total, demanda bioquímica de oxigênio, fosfato total e coliformes fecais. A determinação dos parâmetros seguiu metodologias descritas em APHA (2012). Estes nove parâmetros foram utilizados para o cálculo do IQA.

O cálculo do IQA foi realizado em planilha de cálculo do MS Excel® (Saron e Amaral, 2015).

Após o cálculo do IQA, foi realizada a classificação da qualidade da água, conforme a Tabela 01, que apresenta escala de 0 a 100, sendo que, quanto menor o valor, pior a qualidade.

Tabela 01 – Classificação do IQA.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

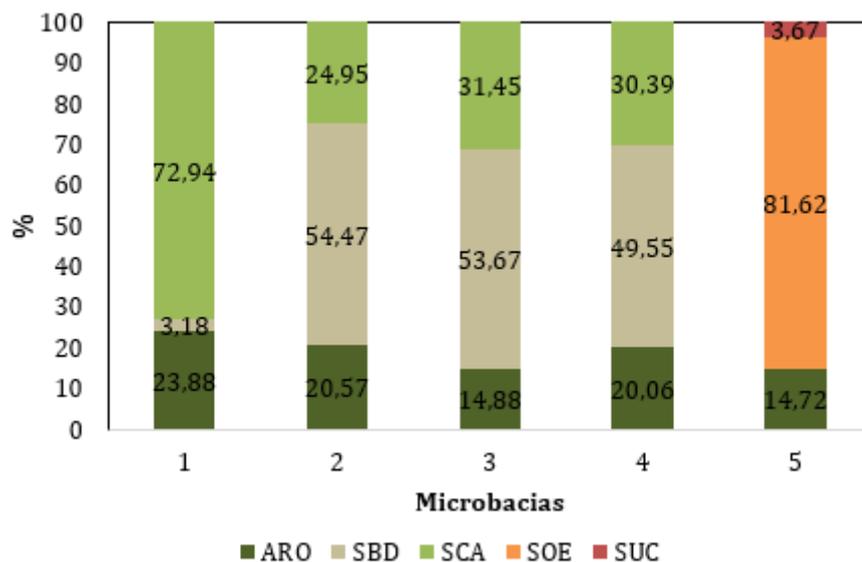
Fonte: CETESB, 2016.

Para verificar se houve correlação entre os parâmetros de qualidade de água e o IQA com as áreas do zoneamento da Lei da APRM-B, foi calculado o coeficiente de correlação de Pearson no programa Microsoft Excel® para a média dos parâmetros e a porcentagem do uso do solo, considerando as três maiores classes de uso e ocupação do solo presentes nas microbacias, quais sejam: Mata, Chácaras e Área Urbanizada.

3. Resultados

A distribuição das áreas do zoneamento conforme Lei nº 13.579/2009, em porcentagem por microbacia da APRM-B, constam na Figura 2.

Figura 2. Distribuição das áreas do zoneamento da APRM-B por microbacia (%).



Os resultados dos parâmetros e o respectivo IQA de cada microbacia monitorada estão na Tabela 2.

Tabela 2. Resultados dos parâmetros de qualidade de água e do IQA para as coletas I (28/08/15) e II (28/10/15).

Parâmetro	Unidade	Res CONAMA 357 Classe II	Microbacia 1		Microbacia 2		Microbacia 3		Microbacia 4		Microbacia 5	
			AGO	OUT	AGO	OUT	AGO	OUT	AGO	OUT	AGO	OUT
IQA*	---	---	38	45	64	55	23	18	71	65	17	15
OD	mg L ⁻¹	Não inferior a 5,0	5,49	5,8	7,14	4,55	5,8	4,64	7,78	5,26	3,8	2,635
OD	%	---	60,8	51	79,4	51	68	46,2	89,7	60,7	47	28,64
Temperatura	°C	---	16,73	19,3	17,05	20,94	16,7	20,8	18,47	20,23	19,98	21,33
pH	upH	6,0-9,0	6,5	6,3	4,4	5,5	5,9	6,82	6,6	6,9	7,3	9,49
Cor verdadeira	mg Pt L ⁻¹	até 75	0	0	0	15	10	40	0	5	130	140
Turbidez	UNT	até 100	17,8	13	0,02	21,7	29	100	0,02	0,02	59,2	93,6
Resíduos Totais	mg L ⁻¹	---	360	230	100	90	650	960	450	170	360	560
Coliformes Totais	NPM 100 mL ⁻¹	---	990	20050	27100	200500	200500	20050	20050	20050	20050	20050
Coliformes Fecais	NPM 100 mL ⁻¹	1000 por 100 mL	2000	100	420	<1	200500	62400	750	100	20050	69700
DBO _{5,20}	mg L ⁻¹	até 5	8	5,55	4,65	7,65	32,11	50,333	5,25	4,05	27,28	83,167
Nitrito	mg L ⁻¹	1	0,11	0,9	0,002	0,035	1,31	5,7	0,002	0,014	7,5	1,04
Nitrato	mg L ⁻¹	10	0,1	0	0,54	0,1	5,2	13,2	0,11	0,14	7,5	2,9
Fosfato Total**	mg L ⁻¹	até 0,030 mg L ⁻¹ (ambiente lêntico); até 0,05 mg L ⁻¹ (ambiente lótico)	0,32	1,2	0,096	0,268	1,52	0,96	0,016	0,088	1,4	2,28
Amônio	mg L ⁻¹	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5	5,4	4,7	0,23	0,6	24,7	4,9	0,29	0,15	12	20

* valores obtidos com a adequação dos valores de fosfatos.

** valores de fosfato obtidos sem diluição.

A correlação entre os resultados dos parâmetros e do IQA com as áreas do zoneamento da Lei da APRM-B estão na Tabela 3.

Tabela 3. Correlação entre IQA, parâmetros e % AOD Lei Billings.

PARÂMETROS	Coeficiente Pearson "r"				
	ARO	SBD	SCA	SOE	SUC
IQA médio	0,616	0,449	0,223	-0,589	-0,589
OD (%)	0,454	0,725	0,324	-0,828	-0,828
T (°C)	-0,699	-0,229	-0,924	0,864	0,864
pH	-0,520	-0,660	-0,421	0,828	0,828
Cor verdadeira	-0,689	-0,553	-0,726	0,985	0,985
Turbidez	-0,826	-0,301	-0,512	0,696	0,696
Coliformes totais	-0,351	0,339	0,238	-0,330	-0,330
Coliformes fecais	-0,745	0,251	-0,221	0,091	0,091
Nitrito	-0,851	-0,302	-0,528	0,708	0,708
Nitrato	-0,843	0,118	-0,375	0,302	0,302
DBO	-0,874	-0,302	-0,611	0,763	0,763
Fosfato total	-0,653	-0,569	-0,365	0,770	0,770

Os valores em negrito apresentaram significância ($\alpha = 0,05$) no teste t de Student (n-2 graus de liberdade).

O IQA não apresentou correlação significativa com nenhuma das áreas do zoneamento. A temperatura apresentou correlação significativa e negativa com o percentual de Subárea de Conservação Ambiental (SCA), ou seja, quanto maior a presença dessa subárea na microbacia, menor a temperatura da água observada no córrego. Tal fator pode ser explicado pelo fato dessa área ser prioritariamente composta por vegetação arbórea, promovendo o sombreamento pelas árvores, o que contribui na redução da temperatura da água.

O parâmetro Cor verdadeira apresentou correlação significativa e positiva com o percentual das Subáreas de Ocupação Especial (SOE) e Urbana Consolidada (SUC). Tais subáreas são compostas majoritariamente por ocupação urbana, ou seja, a maior presença de área urbanizada na bacia contribui para o aumento do parâmetro cor.

Apesar de não apresentar significância, apresentaram correlações relativamente elevadas, ou seja, próximas de 1 ou -1, as Áreas de Restrição à Ocupação (ARO) e o parâmetros nitrito (-0,851), nitrato (-0,843) e DBO (-0,874), do que se pode inferir uma indicação de áreas ambientalmente mais preservadas, com menos exposições a ações antrópicas das quais derivam tais nutrientes.

Da mesma forma, variaram para as subáreas SOE e SUC, aos parâmetros OD% (-0,828), e por outro, lado elevado valores de correlação para os parâmetros temperatura (0,864) e pH (0,828). Ressalta-se que os valores de correlações entre esses parâmetros foram os mesmos para ambas as subáreas, o que evidencia um padrão de uso e ocupação do solo semelhante.

Cabe comentar os elevados índices de coliformes medidos, principalmente nas microbacias 3 e 5. As microbacias contam com presença de ocupação humana, com subáreas respectivamente de Baixa Densidade (SBD), composta principalmente por chácaras e casas esparsas, e de Ocupação Especial (SOE), com áreas irregulares e mais adensadas. A medição de coliformes é de essencial importância para avaliação de salubridade da água, sendo um dos principais indicadores de lançamento de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos (CETESB, 2015). De acordo com FUNASA (2013), a presença de coliforme fecal na água indica contaminação fecal recente e eventual presença de organismos patogênicos. Gomes (2015) ao estudar duas sub-bacias do reservatório Billings em Santo André, verificou que a qualidade ambiental da sub-bacia mais urbanizada estava mais comprometida em

comparação com outra mais florestada. O autor concluiu também que a carga de Fósforo Total em ambas as sub-bacias estava com valores superiores ao máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005), e recomenda melhoria do monitoramento para verificação do atendimento à Lei Específica da Billings.

No trabalho de Bortoni et al. (2013), foram comparados diversos reservatórios no país com fins de abastecimento humano, com a proposta de criação de Índices de Vulnerabilidade dos Mananciais (IVM) para avaliar o grau de exposição às atividades com potenciais de deterioração. O cálculo do IVM no estudo considerou assoreamento, balneabilidade, legislação específica, presença de rodovias nas proximidades, eutrofização, lançamentos de esgotos, invasões e IQA. Para o reservatório Billings, o estudo apontou vulnerabilidades relacionadas a usos residenciais e usos não urbanos, com lançamento de efluentes e assoreamento, culminando numa vulnerabilidade alta para o reservatório.

Cabe ressaltar que os estudos citados apresentam diferenças metodológicas com o presente trabalho, e quaisquer comparações devem levar em conta os locais de amostragem, período, metodologia adotada para análise e objetivos. A bacia do reservatório Billings é extensa e complexa. Assim, tais características devem ser sempre levadas em conta na hora de fazer estudos comparativos.

4. Conclusão

O estudo permitiu avaliar o uso do solo e verificar um instrumento de planejamento territorial, a Lei da APRM-B quanto à proteção da qualidade da água via monitoramento de índice e parâmetros.

Correlações foram verificadas, principalmente entre os parâmetros Temperatura da água e Cor com resultados significativos. As Áreas de Restrição à Ocupação (ARO) apresentaram correlações relativamente elevadas para os parâmetros nitrito, nitrato e Demanda Bioquímica de Oxigênio. Por sua vez, as subáreas SOE e SUC apresentaram correlações relativamente elevadas para os parâmetros Oxigênio Dissolvido, temperatura e pH.

Mesmo não apresentando correlação significativa, a presença de coliformes fecais deve ser monitorada, pois é indicador de contaminação da água, e foram encontrados valores elevados para este indicador, o que reduz o IQA (baixa qualidade) nas bacias 3 e 5, com maior ocupação humana, indicando a necessidade do avanço do tratamento de esgoto na área.

A utilização de índices e indicadores, neste caso, o IQA, se mostrou importante para a comunicação, no entanto, a análise de seus parâmetros formadores permitiu o detalhamento do entendimento das influências do uso e ocupação do solo sobre a qualidade da água.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 22th ed. Baltimore: United Book Press; 2012.

BORTONI, S.A.; OLIVEIRA, I.S.; GOMES, M.H.R.; PEREIRA, R. O. Análise comparativa de uso e ocupação do entorno de Represas de diferentes regiões do Brasil. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 17-22 de novembro de 2013 - Bento Gonçalves - RS. Disponível em: <<https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/>>

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Painel Nacional De Indicadores Ambientais - PNIA 2012. Brasília, Maio de 2014.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Índices de Qualidade da Água – Relatório de Qualidade das Águas Superficiais - Apêndice C. São Paulo, 2016. Disponível em <<http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Ap%C3%AAndice-C-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas-2.pdf>>. Acesso em 15 jan. 2017

_____. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2014. [recurso eletrônico] / São Paulo : CETESB, 2015. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-relatorios>>. Acesso em 29.jan.2020

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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. Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

FUNASA - FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Manual prático de análise de água / Fundação Nacional de Saúde – 4. ed. – Brasília: Funasa, 2013.

GOMES, M. A. A. Influência das sub-bacias hidrográficas urbanizadas na qualidade da água da Represa Billings: análise ambiental no bairro recreio da borda do campo em Santo André/SP. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental. Universidade Federal de São Carlos. Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade. Sorocaba, 2015.

SABESP. Relatório de Sustentabilidade 2015. Hildebrand, A.; Tonello, J.P.N.; Silva, P.C. [org.]. Recurso eletrônico. SABESP, 2015. 109 p.

SÃO PAULO (ESTADO); COBRAPE. Elaboração do Plano de Desenvolvimento e Proteção Ambiental da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - Relatório Final. Secretaria de Estado do Meio Ambiente - Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 2011. 271 p.

_____. SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE. Delimitação do zoneamento da Lei nº 13.579, de 13 de julho de 2009, que define a Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings - APRM-B. Disponível em <<http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/2013/03/14/aprm-billings/>>. Acesso em 20 mar. 2017

SARON, A.; AMARAL, C.L.C. Monitoramento da qualidade de água do córrego Zavuvus: prática aplicada no ensino de química ambiental. Revista InterfacEHS, V.10 – junho de 2015, p. 28-41.

SEADE – FUNDAÇÃO SISTEMA ESTADUAL DE ANÁLISE DE DADOS. Portal de Estatísticas do Estado de São Paulo. Disponível em < <http://produtos.seade.gov.br/produtos/projpop/index.php>>. Acesso em 28 mai.2018

TAGNIN, R. A.; CAPELLARI, B.; RODRIGUES, L. C. D. R. Novas fontes de suprimento de água para a macrometrópole Paulista: reproduzindo crises? InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade - Vol. 11 nº 1 – junho de 2016. p.53-73.

Análise dos instrumentos legais do PGIRS-SP que dão base ao planejamento ambiental da bacia do córrego Zavuvus

Analysis of the legal instruments of the PGIRS-SP that provide the basis for the environmental planning of the Zavuvus stream basin

Alexandre Saron, João Lucas Melo de Oliveira, Thaynara Ribeiro Felismino, Silvia Ferreira MacDowell

Centro Universitário Senac - Santo Amaro

Engenharia Ambiental e Sanitária

alexandre.saron@sp.senac.br, joao_lucasm@hotmail.com, thaynararf@hotmail.com, silvia.

fmdowell@sp.senac.br

Resumo. Este trabalho tem como objetivo identificar e analisar quais instrumentos legais do PGIRS-SP (Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de São Paulo) dão base ao planejamento ambiental da bacia do córrego Zavuvus. Por meio de visita de campo, levantamento de dados primários e secundários do local de estudo, análises de imagens de softwares de georreferenciamento e geoprocessamento dos levantamentos realizados, foi discutido e diagnosticado que as políticas públicas ambientais, como o PGIRS, são indispensáveis para o planejamento e gestão sustentável para a unidade de planejamento da bacia hidrográfica. O resultado desta pesquisa evidencia o potencial da coleta seletiva associada à logística reversa como ferramenta para enfrentamento da problemática dos resíduos sólidos e sua relação com áreas contaminadas considerando os cenários ambientais no contexto regional da bacia do córrego Zavuvus.

Palavras-chave: córrego Zavuvus, planejamento ambiental, resíduos sólidos.

Abstract. This work aims to identify and analyze which legal instruments of the PGIRS-SP (Integrated Solid Waste Management Plan of the city of São Paulo) support the environmental planning of the Zavuvus stream basin. Through field visits, survey of primary and secondary data from the study site, image analysis of georeferencing software and geoprocessing of the surveys carried out, they were discussed and consolidated and diagnosed that public environmental policies, such as the PGIRS, are indispensable for planning and sustainable management for the river basin planning unit. The result of this research shows the potential of selective collection associated with reverse logistics as a tool to face the problem of solid waste and its relationship with contaminated areas considering the environmental scenarios in the regional context of the Zavuvus stream basin.

Key words: Zavuvus stream, environmental planning, solid wastes.

1. Introdução

Este artigo traz uma reflexão desenvolvida na disciplina de planejamento ambiental da Engenharia Ambiental e Sanitária do Senac, sobre aplicação de instrumentos de políticas públicas que dão base ao planejamento em uma bacia na zona sul do município de São Paulo. O trabalho tem por objetivo identificar e analisar os instrumentos do PGIRS-SP (Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de São Paulo), aplicáveis à esta bacia, tendo em vista discutir os cenários ambientais relativos a áreas contaminadas.

No Brasil são produzidas diariamente 214.868 toneladas de RSU (Resíduos Sólidos Urbanos). Cerca de 91% dos domicílios são atendidos pelos serviços de coleta de resíduos, porém 19.000 toneladas de RSU ainda não são coletadas e que, certamente, são depositadas em locais inadequados, o que provoca situações de impacto social e de degradação ambiental. Esta quantidade enorme de resíduos ameaça diretamente a saúde do homem devido à proliferação de vetores e a poluição do ar, das águas superficiais e subterrâneas, do solo e, também, escassez e esgotamento de recursos naturais. De 2016 para 2017 houve um crescimento de 3% no volume de resíduos depositados em lixões sendo que 1.610 municípios ainda fazem uso desse tipo de destinação inadequada. Por isso, é dado destaque à importância do PGIRS para regulamentar o manejo dos municípios em relação aos resíduos sólidos (ABRELPE, 2017).

A contaminação do meio ambiente pela deposição de resíduos sólidos em locais inadequados, decorrente da falta de planejamento e a falta de conhecimento da ocupação e do uso de tal espaço geram situações que vão contra o bem-estar da comunidade e do próprio meio ambiente. As principais fontes de poluição hídrica por resíduos sólidos são: esgotos domésticos e industriais, lixo e mineração. Como consequências podem ocorrer assoreamento dos recursos hídricos, soterramento de animais e ovos de peixes, diminuição do oxigênio dissolvido em decorrência da redução da atividade fotossintética pela diminuição da transparência da água pela deposição de resíduos na mesma, o que acarreta também em impactos sobre a vida aquática e consequentemente desequilíbrios ecológicos (MOTA, 2016).

Logo, a problemática da disposição final inadequada de resíduos sólidos pode contribuir para o agravamento de áreas contaminadas já existentes e para o surgimento de novas áreas contaminadas, principalmente pela produção de lixiviados (chorume), acúmulo de metais pesados no solo e nas águas subterrâneas e produção de gás metano, que é explosivo. Portanto, há necessidade de entender as áreas que sofrem diretamente os impactos das questões de acúmulos de resíduos sólidos, pois necessitam de uma melhor gestão das áreas com intuito de prevenir e reduzir os possíveis efeitos negativos ao meio ambiente ou à saúde pública (PINHEIRO; MOCHEL, 2018).

Para o enfrentamento dessa problemática, o planejamento ambiental representa uma importante ferramenta através de políticas públicas, como o PGIRS-SP. Segundo Santos (2004, p. 28) o planejamento ambiental tem como fundamento a "interação e integração dos sistemas que compõem o ambiente tem o papel de estabelecer as relações entre os sistemas ecológicos e os processos da sociedade, das necessidades socioculturais a atividades e interesses econômicos, a fim de manter a máxima integridade possível dos seus elementos componentes". De acordo com a autora, o planejamento ambiental surgiu do aumento drástico da competição por recursos naturais como terras, água e recursos energéticos. Isso criou a necessidade de organizar o uso da terra e de harmonizar esse uso com a conservação de ambientes ameaçados e a qualidade de vida das populações. Ainda segundo a autora, "o planejamento ambiental vem como uma solução a conflitos que possam ocorrer entre as metas da conservação ambiental e do planejamento tecnológico".

Nesse contexto, a reflexão trazida por este trabalho tem fundamental importância para o entendimento da problemática dos resíduos sólidos e sua relação com áreas contaminadas no contexto regional da bacia do córrego Zavuvus, e como as políticas públicas de planejamento ambiental, como o PGIRS-SP, e seus instrumentos legais podem

subsidiar esse planejamento. A reflexão proposta teve como foco o potencial de aplicação dos instrumentos de coleta seletiva e logística reversa como contribuição para o manejo dessas áreas e o planejamento ambiental da região.

2. Bacia do córrego Zavuvus – Problemática resíduos sólidos e áreas contaminadas e cenários ambientais para a região

A Figura 1 mostra a localização do município de São Paulo, onde se encontra a bacia do córrego Zavuvus.

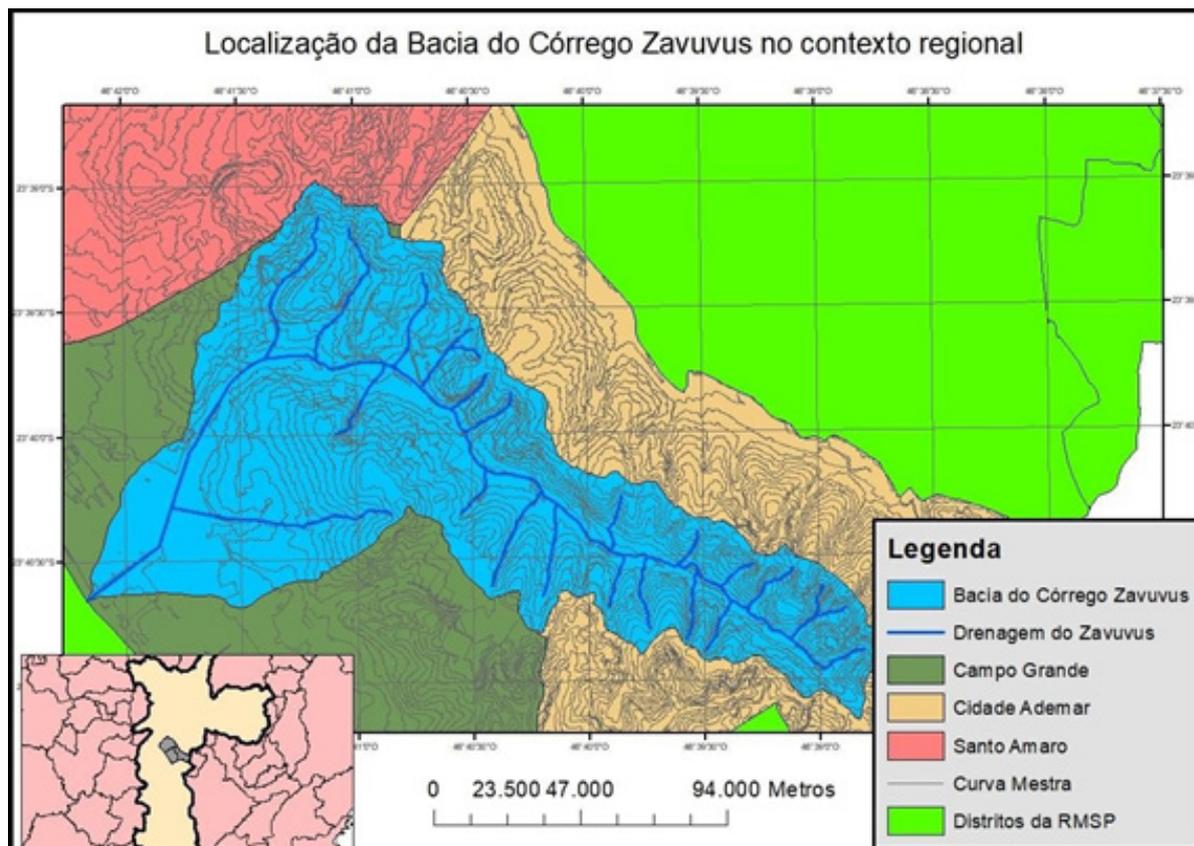
Figura 1. Localização do Estado de São Paulo no Brasil (a), da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) no Estado (b) e do município na RMSP (c).



Fonte: Prefeitura de São Paulo, 2004.

A bacia está inserida nos limites administrativos das subprefeituras de Cidade Ademar, Campo Grande e Santo Amaro, conforme mostra o mapa da Figura 2.

Figura 2. Localização da bacia do córrego Zavuvus no contexto regional.



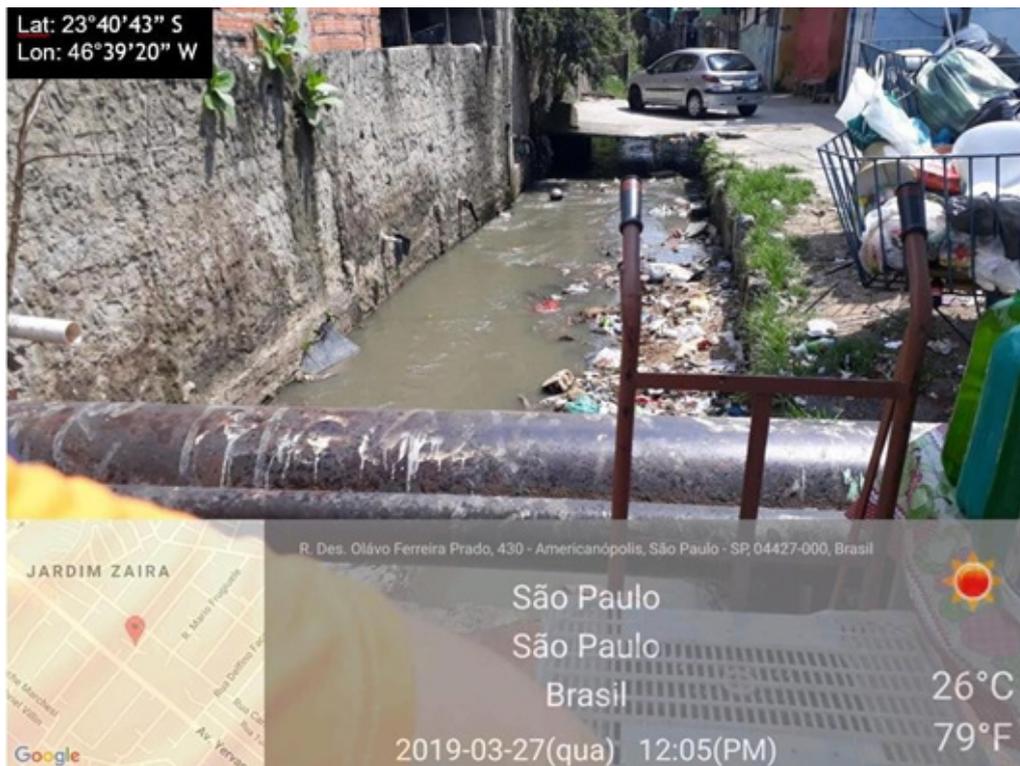
Fonte: autoria própria, elaborado no ArcMap a partir de dados do Google Earth e GeoSampa, 2019.

A bacia ocupa uma área de aproximadamente 9 km². O corpo hídrico principal tem extensão de aproximadamente 10 km e é um afluente direto do canal do Jurubatuba. Ao longo da bacia existem usos residenciais, comerciais e industriais do solo com ocupação densa e consolidada.

Devido ao intenso processo de uso e ocupações irregulares desordenadas do solo na região, as margens do córrego Zavuvus sofreram muitas intervenções e os limites de sua APP (Área Permanentemente Preservada), prevista no Código Florestal, não são respeitados. Devido a esse processo, a região sofre com frequentes inundações, principalmente na região onde o córrego Zavuvus deságua no canal do rio Jurubatuba, causando prejuízos materiais, ambientais e à saúde pública (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2013).

Ao longo da bacia há muitos focos de ocupações irregulares e áreas degradadas, com acúmulo de resíduos e entulho (Figuras 3, 4, 5 e 6). O diagnóstico, inclusive visual, é que o córrego Zavuvus passou a ser um esgoto a céu aberto. Este fato é também fruto das ocupações irregulares associado à falta de planejamento ambiental efetivo do local como a coleta dos esgotos domiciliares. Saron e Amaral (2015), descrevem sobre o Índice de Qualidade de Água (IQA) o qual é a ferramenta que traduz os parâmetros químicos, físico-químicos e biológicos de uma amostra de água do corpo hídrico adjetivando sua qualidade sob os aspectos das interferências do esgoto sanitário presente nele.

Figura 3. Área de ocupação irregular do córrego Zavuvus com acúmulo de resíduos sólidos.



Fonte: autoria própria.

Figura 4. Área de ocupação irregular na bacia do córrego Zavuvus com acúmulo de resíduos e poluição hídrica.



Fonte: autoria própria.

Figura 5. Área onde há depósito inadequado de resíduos e ocorre queima de lixo.



Fonte: autoria própria.

Figura 6. Margens do corpo hídrico principal com intensa ocupação irregular e poluição hídrica por resíduos sólidos.



Fonte: autoria própria.

A pressão ambiental sofrida pelo córrego Zavuvus também é refletida nos resultados de qualidade de suas águas através dos parâmetros que compõem o indicador IQA, realizado pela CETESB e publicado anualmente em relatórios técnicos de qualidade de águas interiores. Saron e Amaral (2015), informam dados do monitoramento que realizaram desde 2004 evidenciando que já havia problema de qualidade de água péssima. A partir dos resultados do último monitoramento, realizado em 2018, verifica-se que a problemática de lançamento de esgotos sem nenhum tratamento ainda é uma realidade local (CETESB, 2018).

A situação da qualidade do córrego Zavuvus preocupa do ponto de vista sobre os perigos à saúde pública, uma vez que as inundações nesta região são muito frequentes e existem muitas pessoas morando às margens do córrego. Assim, muitas pessoas estão expostas a um grande risco de contaminação hídrica, pois, como indicam os relatórios da CETESB, há elevada concentração de coliformes fecais e totais, nitritos e nitratos na água do córrego. Acompanhando estudos sobre a região pode-se dizer que a região sofreu diversas transformações do meio físico e no uso e ocupação do solo ao longo dos anos. A partir da década de 1950, quando a cidade de Santo Amaro se tornou território paulistano, a região sofreu um processo de industrialização. Por conta disso, a área já foi considerada polo industrial e recebeu até um zoneamento especial de zona de uso predominantemente industrial. Esses fatores, aliados com a falta de fiscalização e execução das leis ambientais em tempos passados, favoreceram um cenário de diversas áreas contaminadas na região, que mais tarde tornou-se uma zona mista residencial, comercial e industrial. Isso pode representar riscos à saúde humana, animal e ambiental, principalmente por se tratar de uma região com grande potencial hidráulico e sujeita a frequentes inundações, por estar à jusante da bacia do córrego Zavuvus. Além disso, a contaminação da região representa risco de contaminação ao canal do Jurubatuba, do qual o córrego Zavuvus é afluente direto, que abastece a Represa Billings, um dos principais mananciais utilizados para abastecimento público na Região Metropolitana de São Paulo (GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO, 2009; BARBOSA, 2015).

Para o enfrentamento desses problemas, há propostas de políticas públicas direcionadas para o planejamento socioambiental da região, como o PIU (Projeto de Intervenção Urbana). Os Projetos de Intervenção Urbana são estudos técnicos necessários a promover o ordenamento e a reestruturação urbana em áreas subutilizadas e com potencial de transformação na cidade de São Paulo. Elaborados pelo poder público e originados a partir de premissas do Plano Diretor Estratégico, tem por finalidade sistematizar e criar mecanismos urbanísticos que melhor aproveitem a terra e a infraestrutura urbana, aumentando as densidades demográficas e construtivas além de permitir o desenvolvimento de novas atividades econômicas, criação de empregos, produção de habitação de interesse social e equipamentos públicos para a população (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2019a).

De acordo com o Projeto de Intervenção Urbana (PIU) do Arco Jurubatuba, proposto pela Prefeitura de São Paulo, a região tem grande potencial de transformações capazes de influenciar uma área muito maior que a da própria região devido à sua infraestrutura: linhas ferroviárias, comércio, empresas prestadoras de serviços, indústrias, rios e córregos canalizados, densa ocupação residencial, entre outros. Levando isso em consideração o PIU tem como objetivos: ao equilíbrio na relação entre emprego e moradia, a partir do aumento das densidades demográficas e construtivas, à implantação de novas atividades produtivas, à manutenção e ao estímulo ao emprego industrial de abrangência metropolitana, à recuperação da qualidade dos sistemas ambientais existentes, à produção de habitação de interesse social, à manutenção da população moradora, ao incremento e à qualificação dos espaços públicos e da oferta de diferentes sistemas de transporte coletivo (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016).

Para o setor Santo Amaro do Arco Jurubatuba, a perspectiva é de que sejam criadas novas áreas verdes e que as existentes sejam revitalizadas. Outro ponto a ser considerado é a melhoria da infraestrutura e do adensamento populacional na região, para elevar a qualidade de vida da população (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016).

Já para o setor avenidas Engenheiro Eusébio Stevaux e Marginal Pinheiros (Zona de Desenvolvimento Econômico) a perspectiva é continuar com o processo industrial e residencial, porém atendendo à novos conceitos como uso misto, quadras menores, áreas de desfrute e fachada ativa (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2016).

De acordo com o Relatório de Impacto Ambiental para a readequação hidráulica da bacia do córrego Zavuvus o cenário futuro é de construção de parques lineares ao longo do córrego para readequação ambiental da paisagem e de áreas degradadas. A perspectiva para a bacia do córrego Zavuvus conta também com a execução de obras de canalização e reforço das galerias e piscinões, medidas que visam a redução das frequentes inundações e recuperação de áreas degradadas dentro da bacia. Em relação às áreas contaminadas a perspectiva é de que sejam implantados mais programas para o gerenciamento e remediação das áreas, seguindo o avanço da legislação e maior controle e fiscalização por parte da CETESB (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2013).

Por outro lado, a partir dos relatórios de 2010 da CETESB e de 2019 da Prefeitura de São Paulo é possível observar que a quantidade de áreas contaminadas na região aumentou. O que se espera é que nas áreas contaminadas existentes sejam criados projetos de monitoramento ambiental, gerenciamento e remediação dessas áreas, como já ocorre com o Senac, que realiza a descontaminação do solo e da água subterrânea (CETESB, 2010; PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2019b).

3. Metodologia

A pesquisa realizada no presente artigo é caracterizada como pesquisa de cunho qualitativa. De acordo com Neves (1996, p. 1), "a pesquisa qualitativa é expressa ao sentido do mundo social, seja por dados empíricos ou não e trata-se de um trabalho de descrição". O estudo foi desenvolvido a partir de:

- Pesquisa bibliográfica feita a partir do levantamento de referências teóricas já analisadas, e publicadas por meios escritos e eletrônicos, como livros, artigos científicos, teses, páginas da internet e houve também a revisão da legislação ambiental federal, estadual e municipal e o plano diretor para análise do prognóstico.
- Pesquisa descritiva, na qual se pretende descrever os fatos e fenômenos de determinada realidade por meio da observação e análise.
- Pesquisa de campo caracterizada pelas investigações em que, além da pesquisa bibliográfica, se realiza coleta de dados através de observação, anotação e registros na área de estudo e levantamento de dados primários.
- Softwares e ferramentas digitais para consolidação de informações e elaboração dos mapas: ArcMap, GeoSampa, Geoportal, Google Earth e Google Maps.

Em primeiro momento foram levantados dados secundários em livros e artigos sobre a bacia do córrego Zavuvus como referências para se entender o histórico da ocupação da região; mudanças no meio físico, como a alteração do curso do rio Pinheiros, a canalização do córrego Zavuvus e a impermeabilização do solo através das ocupações do solo; histórico da ocupação industrial da região de Jurubatuba e relatórios da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo) para caracterização das áreas contaminadas na região e nos locais estudados neste trabalho.

Em 27/03/2019 foi realizada uma visita técnica à bacia do Zavuvus, desde Jurubatuba (jusante) até a nascente do córrego (montante) localizada no distrito Cidade Ademar. Durante a visita técnica foram levantados dados primários como fotografias, coordenadas e anotações de observações do meio físico.

Como foco do diagnóstico foram estudadas as áreas contaminadas Centro Universitário Senac, Shopping SP Market e dois condomínios residenciais próximos ao Senac. A Figura 7 localiza essas áreas no contexto regional da bacia do Zavuvus.

Figura 7. Localização das áreas de estudo no contexto regional da bacia do Zavuvus.



Fonte: autoria própria, elaborado no ArcMap a partir de dados do Google Earth e GeoSampa, 2019.

4. PGIRS-SP (Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de São Paulo) e seus instrumentos legais

No Brasil, as diretrizes para o enfrentamento do problema dos resíduos sólidos e de seus impactos no meio ambiente e na saúde estão consolidadas na Política Nacional de Resíduos Sólidos, de 2010 (Lei 12.305). Entre suas principais diretrizes está a necessidade de que os municípios elaborem seus próprios planos de gestão. A cidade de São Paulo elaborou e aprovou o seu plano de gestão integrado de resíduos sólidos da cidade de São Paulo (PGIRS-SP), em 2014.

Os planos municipais de gestão de resíduos sólidos (PGIRS) são importantes instrumentos da Lei 12.305 de 2010, a PNRS (Política Nacional de Resíduos Sólidos). No caso de São Paulo, o PGIRS-SP é uma política pública que estabelece instrumentos fundamentais para o manejo adequado dos resíduos sólidos. Entre esses instrumentos estão a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, implantação de sistemas de logística reversa, incentivos fiscais e financeiros a cooperativas e catadores, levando-os para a formalidade. O PGIRS-SP também atende à Lei Federal de Saneamento Básico, Lei Nacional de Educação Ambiental e Política Nacional sobre Mudanças do Clima. Sendo assim, o PGIRS-SP também leva em conta a criação de rotas logísticas que geram menos gases de efeito estufa e apresenta projetos de educação ambiental com foco no manejo adequado dos resíduos sólidos. Importante ressaltar que a elaboração do PGIRS, e que o mesmo atenda às diretrizes da PNRS, de um município é requisito fundamental para liberação de recursos federais para projetos de manejo de resíduos sólidos, serviços de limpeza urbana e outras ações de saneamento básico (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014).

A diretriz fundamental que norteia o plano é a observação da seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada apenas dos rejeitos. Essa diretriz fundamental deve ser adotada, pois deve estar de acordo com o eixo central da PNRS (Política Nacional de Resíduos Sólidos), que visa, principalmente, a redução de geração de resíduos sólidos na fonte, aumento dos índices de reciclagem e destinação correta dos resíduos. Os objetivos traçados pelo PGIRS-SP não diferem daqueles definidos pela PNRS: proteção e melhoria da qualidade ambiental, uso sustentável dos recursos, práticas de consumo sustentáveis, gestão integrada e sistêmica dos resíduos e incentivos a reciclagem, reutilização e descarte final adequado dos resíduos sólidos. Porém, o PGIRS-SP tem como objetivos específicos promover cada vez mais as coletas seletivas, reciclagem, a limpeza pública e diminuir a geração de resíduos em vista de combater os alagamentos muitas vezes causados pelo entupimento dos pontos de drenagem por resíduos sólidos, além de combater a proliferação de vetores de doenças (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014).

Para organização e gerenciamento de resíduos sólidos e dos serviços de limpeza pública, a cidade de São Paulo foi dividida em dois agrupamentos. O Agrupamento Noroeste, que é gerenciado pela concessionária LOGA, compreende 13 subprefeituras e o Agrupamento Sudeste, que é gerenciado pela concessionária ECOURBIS, compreende 19 subprefeituras. A região onde está localizado o Córrego Zavuvus pertence ao Agrupamento Sudeste (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014).

Considerando a bacia hidrográfica do córrego Zavuvus, em Jurubatuba, subprefeituras de Santo Amaro e Cidade Ademar, na zona sul do município de São Paulo, os instrumentos legais do PGIRS-SP que podem subsidiar o planejamento desta bacia são:

- Coleta seletiva;
- Sistema de logística reversa;
- Responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos;
- Criação e desenvolvimento de cooperativas ou de outras formas de associação de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis;
- Sistemas de monitoramento e fiscalização: SISCOR/FISCOR (rastreamento eletrônico, GPS, geoprocessamento, etc.);
- Cooperação e comunicação financeiras e técnicas entre os setores públicos e privados para melhoria da gestão dos resíduos sólidos;
- Acordos setoriais e termos de compromisso;
- Cadastro de operadores de resíduos perigosos e plano de gerenciamento dos mesmos;
- Incentivo à criação e implantação de programas que promovam a conscientização e a educação ambiental;
- Incentivos fiscais e financeiros à programas e empreendimentos de processamento de resíduos orgânicos.

5. Discussão/análise sobre a aplicabilidade de alguns instrumentos de planejamento frente aos cenários

Através dos instrumentos legais do PGIRS-SP que podem auxiliar o planejamento da bacia estudada, pode-se destacar o sistema de logística reversa associado à coleta seletiva.

O conceito de logística reversa consiste em promover ações, procedimentos e meios voltados para o desenvolvimento ambiental, econômico e social. Está evidenciado no artigo 3º, XII da PNRS que a define como "instrumento de desenvolvimento econômico e social, caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada" (BRASIL, 2010).

Segundo Suetônio Mota (2016, p. 339), coleta seletiva pode ser definida como “separação dos resíduos a serem aproveitados, nas suas fontes produtoras. Nesse tipo de coleta, a população tem um papel preponderante, pois a separação dos materiais é feita nas edificações”.

De acordo com o autor, esta é uma prática que deve ser incentivada, pois proporciona maior reaproveitamento dos resíduos sólidos e deve ser trabalhada pelo poder público em conjunto com a população. Portanto, tem como objetivo a redução de efeitos nocivos ao meio ambiente, consciência sustentável, maior responsabilidade às empresas e benefícios como redução de custos, reutilização do produto ou partes, menor uso de água, entre outros.

As áreas de foco do diagnóstico (Senac, Shopping SP Market e condomínios residenciais) podem fazer a logística reversa através de campanhas para destinação correta de materiais nocivos ao meio ambiente quando descartados de forma inadequada, como pilhas, baterias, eletrônicos, objetos não utilizados, sejam de plástico, metal, vidro ou papel, garrafas e óleo usado. Incentivar a redução de geração de resíduos, o reaproveitamento e a separação dos resíduos para a coleta seletiva, uma vez que esta já é obrigatória pela Política Nacional de Resíduos Sólidos. E poderiam criar também parcerias com cooperativas e catadores de matérias recicláveis. Por exemplo, resíduo de óleo poderá ser designado a uma cooperativa que o utiliza para produção de biocombustível.

Por outro lado, a maior fonte geradora da poluição por resíduos sólidos são as residências e comunidades irregulares presentes ao longo do curso do córrego. Nesse contexto, a logística reversa prevista pelo PGIRS-SP torna-se um instrumento de geração de renda, através de uma economia circular e, ao mesmo tempo, contribui para a redução da poluição por disposição inadequada de resíduos sólidos. A educação ambiental, prevista e amparada pelo PGIRS-SP, também é um importante instrumento para o planejamento ambiental da bacia, uma vez que uma população mais informada e educada sobre as questões ambientais contribui para evitar e diminuir a poluição do meio.

Portanto, a implementação da logística reversa associada à coleta seletiva é um grande instrumento, social e até econômico, já que ao retornar o resíduo para o ciclo produtivo o material se torna matéria-prima novamente. E contribui para minimizar os impactos ambientais causados pelo mau gerenciamento dos descartes residuais, e previne a contaminação do solo e da água dando maior chance à sustentabilidade (MARQUES; AGUIAR, 2004).

Através dos dados levantados foi possível observar o estado atual da região e constatar que houve um aumento significativo do número de áreas contaminadas na região e um aumento expressivo da ocupação irregular às margens do córrego Zavuvus ao longo de sua extensão. A partir disso foi feita a reflexão a respeito da contribuição do PGIRS-SP como instrumento de planejamento ambiental em relação à problemática dos resíduos sólidos e sua interface com áreas contaminadas proposta neste artigo.

6. Conclusão

Concluindo, a análise exposta nesse trabalho satisfaz o objetivo proposto, de analisar quais instrumentos legais do PGIRS-SP direcionam o planejamento ambiental da bacia hidrográfica do córrego Zavuvus no âmbito da questão dos resíduos sólidos. Foi evidenciada a grande importância que políticas públicas ambientais, como o PGIRS, são instrumentos, e fornecem instrumentos específicos, imprescindíveis para o planejamento ambiental de uma cidade e definem diretrizes que devem ser seguidas para se alcançar uma gestão mais sustentável e minimizar os impactos ambientais causados pelas atividades humanas.

Foi apresentado também o grande potencial do sistema de logística reversa associado à coleta seletiva como importante instrumento de planejamento da bacia, uma vez que reduz os impactos ambientais causados pela falta de reaproveitamento de resíduos tanto

industriais como domiciliares. Outro ponto importante da contribuição desse instrumento é no âmbito da questão de áreas contaminadas, representando um gerenciamento mais adequado de resíduos gerados dos processos produtivos, inclusive o potencial de reaproveitamento dos mesmos dentro da cadeia produtiva.

Referências

ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais). Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. São Paulo, SP, 2017.

BARBOSA, M. B. Sistema de informações geográficas aplicado ao gerenciamento da contaminação da antiga ZUPI 131, Jurubatuba, São Paulo. Dissertação (Mestrado): IGC/USP. São Paulo, 2015.

BRASIL. Lei nº 12.035 de 2010: Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Senado Federal, 2010.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo. São Paulo, 2010. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/> Acesso em: 10/05/2019.

CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo). Apêndice J – Resultados do monitoramento. São Paulo, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/> Acesso em: 11/05/2019.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Projeto Jurubatuba: Restrição e controle de uso de água subterrânea. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2009.

MARQUES, C.; AGUIAR, E. A importância da logística reversa no gerenciamento de resíduos sólidos. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/cd/ictr/2004/ARQUIVOS%20PDF/06/06-071.pdf>, 2004. Acesso em: 11/05/2019

MOTA, S. Introdução à engenharia ambiental. 6º ed. Rio de Janeiro: ABES (Associação Brasileira de Engenharia Ambiental e Sanitária), 2016.

NEVES, J. Pesquisa qualitativa: características, uso e possibilidades. 1996. Disponível em: <https://s3.amazonaws.com/academia.edu.documents> Acesso em: 15/05/2019.

PINHEIRO, N. C. A.; MOCHEL, F. R. Diagnóstico de áreas contaminadas pela disposição final de resíduos sólidos no município de Paço do Lumiar (MA). In: Eng. Sanit. Ambient. vol.23 no.6 Rio de Janeiro Nov./Dec. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018173619>

PREFEITURA DE SÃO PAULO. Características gerais do município. São Paulo, 2004. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/arquivos/secretarias/meio_ambiente/projetos_acoas/0004/capitulo2.pdf

PREFEITURA DE SÃO PAULO. Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) – Readequação hidráulica da bacia do córrego Zavuvus. São Paulo, 2013.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. PGIRS – SP: Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da cidade de São Paulo. São Paulo, 2014.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. PIU (Projeto de Intervenção Urbana) Arco Jurubatuba. São Paulo, 2016. Disponível em: <https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/piu-arco-jurubatuba/> Acesso em: 09/05/2019.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. Projetos de Intervenção Urbana (PIU). São Paulo, 2019a. Disponível em: <https://gestaourbana.prefeitura.sp.gov.br/estruturacao-territorial/piu/> Acesso em: 12/09/2019.

PREFEITURA DE SÃO PAULO. Relatório de Áreas Contaminadas do Município. São Paulo, 2019b. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/35%20GTAC_Jul_2019.pdf Acesso em: 15/09/2019.

SANTOS, R. F. Planejamento ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de textos, 2004.

SARON, A.; AMARAL, C. L. C. Monitoramento da qualidade de água do córrego Zavuvus: prática aplicada ao ensino de química ambiental. In: InterfacEHS, vol. 10 nº 01. São Paulo: Centro Universitário Senac, 2015. Disponível em: http://www3.sp.senac.br/hotsites/blogs/InterfacEHS/wp-content/uploads/2015/06/143_InterfacEHS_ed-vol_10_n_1_2015.pdf

FERTIRRIGAÇÃO E O REÚSO DE ÁGUA NA AGRICULTURA

Fertirrigation: A water reuse in the agriculture

Fábio Campos¹, Karina Boratino de Araújo²

¹Doutor em Ciências pela Faculdade de Saúde Pública da USP

²Bacharel em Gestão Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da USP

(fcampos@usp.br; boratinokarina@gmail.com)

Resumo. A associação das interfaces do meio ambiente é extremamente necessária na compreensão da importância da gestão da qualidade da água, inserida no contexto do eco-saneamento/saneamento ambiental. Esta pesquisa se insere na perspectiva da análise dos aspectos que envolvem a aplicação de efluente tratado no processo de fertirrigação, bem como, as vantagens e desvantagens em utilizá-lo como substituto ao emprego de água potável na regadura. A metodologia empregada baseou-se na incorporação de estudos mais específicos no delineamento desse tema, enfatizando as etapas da aplicação do esgoto tratado no solo e os processos referentes a ele, compreendendo assim os fatores essenciais que se baseiam na percepção de que o esgoto não deve ser considerado meramente um resíduo e sim incorporado como um recurso valioso. Ficou evidente que o trato com efluente usado na irrigação remonta a uma eficiência agrônômica, inclusive no aumento da produtividade, entretanto, algumas necessidades da cultura vegetal não são contempladas e podem surgir problemas relacionado a salinização ou excesso de nutrientes no solo. Pode-se concluir que a adoção da fertirrigação, com planejamento adequado e gestão de águas residuais, se tornará um propiciador de soluções ambientais, mediante a inserção de políticas e incentivos ao fomento do uso de tecnologias descentralizadas de tratamento além da contemplação do reúso agrícola.

Palavras-chave: Ecosaneamento; Fertirrigação; Reuso.

Abstract. The association of environmental interfaces is extremely necessary in understanding the importance of water quality management, inserted in the context of eco-sanitation / environmental sanitation. This research is inserted in the perspective of the analysis of the aspects that involve the application of the effluent treated in the fertirrigation process, as well as the advantages and disadvantages of using it as a substitute for the use of drinking water in the watering. The methodology employed was based on the incorporation of more specific studies in the delineation of this theme, emphasizing the stages of the application of the treated sewage in the soil, and the processes related to it, thus comprising the essential factors that are based on the perception that the sewage does not must be considered merely a waste but incorporated as a valuable resource. It was evident that the treatment with effluent used in the irrigation dates back to an agronomic efficiency, including in the increase of productivity, however in relation to the vegetal culture some needs of the plant are not contemplated and problems can arise related to salinization or excess nutrients in the soil. It can be concluded that the adoption of fertirrigation, with adequate planning and wastewater management, will become a propitiator of environmental solutions, through the insertion of policies and incentives to encourage the use of decentralized technologies of treatment beyond contemplation of agricultural reuse.

Key words: Eco-sanitation; Fertirrigation; Reuse.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 15 no. 1 – Junho de 2020, 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

Atualmente a questão que se insere no contexto socioambiental mundial está refletida na grande expansão populacional, acompanhada do aumento da produção agrícola e industrial que incide diretamente na quantidade de água demandada. Sendo este um recurso de alta importância, os eventos climáticos que provocam alterações nos regimes fluviais, e a exacerbada utilização de recursos hídricos para consumo, coloca em pauta a inevitável problemática da escassez de água (CAVALCANTI, 2015).

Em função disso, a necessidade de água, sobretudo, para irrigação reflete em uma ampla gama de pesquisas a respeito do emprego de novas tecnologias que se objetivam a desenvolver um melhor tratamento às águas residuárias como forma de utilizar os seus componentes como recurso, de modo, que estas possam ser aplicadas na agricultura evitando assim o uso abundante de recursos hídricos usados para essa função (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006).

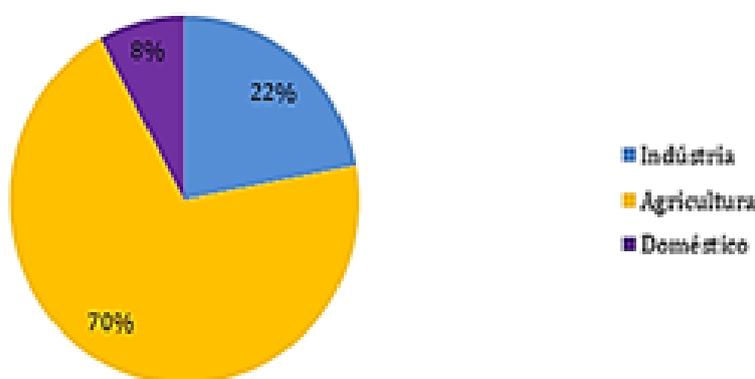
Considerando-se a importância do tema relacionado ao tratamento de águas residuárias e sua utilização como uma fonte hídrica na irrigação, bem como a necessidade atual em aproveitar todos os componentes gerados pelos indivíduos, promovendo o conceito de reciclagem e requalificação do resíduo sendo aproveitado como um recurso, esse trabalho propõe-se na revisão de pesquisas a respeito do assunto, identificando os aspectos relevantes associados a essa prática.

2. Água na Agricultura

Ao abordar sobre as formas de utilização da água, primeiramente deve-se compreender que esta é um recurso natural que se renova a partir de processos físicos do ciclo hidrológico e sua distribuição no espaço se constitui de maneira variável em função das condições geológicas, climáticas e meteorológicas (SAMUEL, 2011).

A representação da agricultura irrigada engloba 40% da produção agrícola e ocupam aproximadamente 17,7% da área total cultivada (VELOSO et al, 2004). Os levantamentos apontados pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura) confirmam que a agricultura é a principal atividade responsável por demandar maiores quantidades de recursos hídricos, como representado pela Figura 1, sendo evidente que 70% do consumo mundial é destinada a ela. Assim sendo, é imprescindível avaliar as possíveis formas de se reutilizar as águas não destinadas ao consumo humano para que com o tratamento adequado sirvam como ótimo recurso para irrigação.

Figura 7. Localização das áreas de estudo no contexto regional da bacia do Zavuvus.



Fonte: autoria própria, elaborado no ArcMap a partir de dados do Google Earth e GeoSampa, 2019.

Com a preocupação crescente de segurança alimentar, organizações internacionais, como a FAO, têm abordado sobre os diversos cenários relativos ao uso da água na agricultura, sendo centralizada em discussões a respeito do crescimento populacional; a rápida urbanização, principalmente em países em desenvolvimento; e o aumento da demanda por alimentos, fibras e biocombustíveis (FAO, 2017).

O Brasil abundante em produção de alimentos, contendo aproximadamente 12% das águas superficiais, tem papel fundamental na produção agrícola mundial, possuindo responsabilidade nos preceitos que envolvem a sustentabilidade e compromisso da produção alimentícia. No entanto, apesar de ter uma disponibilidade hídrica superficial, ela não é homogênea, ou seja, a disponibilidade de água é diferente em cada região do país o que repercute, em alguns casos, em conflitos pelo uso da água (FAO, 2017).

Com efeito, uma das medidas que está sendo utilizada para promover a sustentabilidade em função do reaproveitamento de recursos, seria a reutilização das águas residuárias, que tem conquistado grande aceitação em países como Israel, Austrália, Itália e Estados Unidos contemplando o uso do esgoto para diversos usos inclusive para irrigação na agricultura (SAMUEL, 2011).

Em função da demanda de água utilizada somente para a agricultura, a reutilização de águas residuárias para irrigação agrícola seria uma alternativa potencial de racionalizar esse bem natural constituindo-se de um instrumento para a gestão dos recursos hídricos no Brasil. (CAVALCANTE, 2015).

2.1 Reúso de Água na Agricultura

Ao tratar-se de projetos que reutilizam a água do esgoto para outros fins como na aplicação da agricultura, a aceitação e percepção da sociedade são de fundamental importância em meio ao êxito na implantação dos mesmos. Tendo como objetivo central a melhoria dos aspectos que tangem a sociedade quanto à necessidade de água para consumo e a qualidade dos recursos hídricos, se insere nesse ponto de vista alguns empecilhos que são encontrados quando a discussão remonta ao reúso de água do esgoto (SILVA, 2008). Conforme apontado por Miller (2008), o maior desafio encontrado refere-se à conquista da aceitação pública ao uso de águas residuais para suas distintas aplicações ao redor do mundo, e acaba que é pouco esclarecedor o que efetivamente influencia as pessoas a terem essa opinião contrária quando se trata do tema em questão.

Segundo o estudo de Silva (2008), que avaliou pesquisas conduzidas nas Américas, África e Europa, o comportamento geralmente contrário das pessoas em relação ao reúso da água, muitas vezes, se deve a influência de fatores religiosos e socioculturais. Em seu trabalho acadêmico, aponta que as pesquisas afirmam certa objeção da população quanto ao uso de excretas na fertilização da agricultura e aquicultura, enquanto que outros estudos realizados na Ásia, em países como a China e o Japão, a prática é realizada usualmente e considerada econômica e ambientalmente recomendável, tendo assim um grande aproveitamento de algo que seria certamente descartado.

No Brasil, as pesquisas voltadas à utilização de efluente tratado na irrigação de culturas agrícolas são recentes, e com isso as bases legislativas não suprem as necessidades de regulamentação e estabelecimento de critérios e parâmetros associados às condições ambientais.

Histórica e globalmente, em se tratando da utilização agrícola de esgotos sanitários, a primeira regulamentação oficial referente ao assunto foi emitida pelo Departamento de Saúde Pública do Estado da Califórnia nos Estados Unidos (EUA) em 1918.

Organismos internacionais como a Organização Mundial da Saúde (OMS) publicou suas primeiras recomendações referentes ao estabelecimento de diretrizes sobre o uso de águas residuárias em 1973, dedicando-se também à observação de critérios de saúde

relacionada aos aspectos referentes à utilização de esgotos sanitários (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006).

No Brasil, em 2005 foi instituída através do Conselho Nacional de Recursos Hídricos a Resolução N° 54, de 28 de novembro, de 2005 que "Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências". Insere-se assim, a regulamentação do reúso da água, já sendo considerada como realidade no país e por meio dessa resolução há uma integração da política de gestão de recursos hídricos vigentes no país.

Em 2006, pela Resolução CONAMA n° 375, foi incorporado ao cenário brasileiro um marco regulatório que insere a definição de critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estação de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos, inserindo em grande parte um avanço. Porém ainda assim, esta resolução contempla que a utilização do esgoto não pode ser evidenciada em culturas em que a parte comestível entre em contato com o solo, e além disso dá outras providências como a formulação de um projeto agrônomico realizado para as áreas de aplicação.

O estabelecimento de marcos regulatórios para reúso de água ainda é uma questão que abrange dimensões de saúde pública, econômica, ambiental, cultural e social e por isso pode determinar uma aceitação ou rejeição pública.

2.2 Fertirrigação

Dentro do conceito de agricultura irrigada, a fertirrigação com águas tratadas de efluente, é o sistema de aplicação de fertilizantes advindos do próprio esgoto às plantas, havendo assim, o progressivo aumento da produtividade agrícola sem gerar danos ambientais e promovendo uma alternativa sustentável ao próprio efluente. Para considerar a prática da fertirrigação deve-se observar o tipo de solo analisado, e fatores como o clima, condução da cultura, o sistema produtivo, a condutividade elétrica do solo, os níveis de nutrientes, dentre outros fatores (DAMASCENO, 2008).

A irrigação agrícola feita com a água gerada ao final do tratamento de esgoto é de suma importância para o reaproveitamento desse recurso e gestão dos recursos hídricos, porém devem-se compreender as técnicas para gestão complexa envolvida na aplicação e o monitoramento dos procedimentos adotados, para que não haja contaminação do sistema solo-água-planta (BERTONCINI, 2008).

Após passar por processos de tratamento, a água residual, sob condições controladas pode ser aplicada na irrigação de culturas, sendo que, além do fornecimento de nutrientes que ocorre de maneira gradual, outro fator importante refere-se à inteira disponibilidade dos mesmos quando aplicados ao solo (DAMASCENO, 2008).

Conforme disposto por Souza (2004), utilizar o efluente tratado na irrigação do solo é uma forma de repor elementos e sais minerais, como o carbono e nitrogênio; fósforo; potássio, entre outros, incorporando a dinâmica dos ecossistemas pelos ciclos biogeoquímicos.

De forma a prever a qualidade em que se dispõem as águas de esgoto utilizadas na agricultura, alguns parâmetros podem orientar as decisões sobre as culturas em que será empregado o tipo de irrigação considerada, como por exemplo, o total de sais dissolvidos (TSD), Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade elétrica (CE), íons: sódio, potássio, cálcio, magnésio cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos. A Tabela 1 apresenta alguns desses parâmetros e sua influência na qualidade da água (ALMEIDA, 2010)

Tabela 1 - Análise laboratorial para a determinação da qualidade da água de esgoto tratada utilizada para irrigação.

Parâmetros	Símbolo	Unidade	Equivalente Intervalo Usual na Água de Irrigação
SALINIDADE			
Total de Sais Dissolvidos	TSD	mg L ⁻¹	0 - 2.000
Condutividade Elétrica	CE	dSm ⁻¹	0 - 3
Acidez ou Alcalinidade	pH		6 - 8.5
NUTRIENTES			
Nitrato	(NO ₃ ⁻ - N)	mg L ⁻¹	0 - 10
Amônia	(NH ₄ ⁺ - N)	mg L ⁻¹	0 - 5
Fosfato	(PO ₄ ³⁻ - P)	mg L ⁻¹	0 - 2
ÍONS			
Sódio	(Na ⁺¹)	meq L ⁻¹	0 - 40
Cálcio	(Ca ⁺²)	meq L ⁻¹	0 - 20
Magnésio	(Mg ⁺²)	meq L ⁻¹	0 - 5
Cloretos	(Cl ⁻¹)	meq L ⁻¹	0 - 30
Sulfatos	(SO ₄ ²⁻)	meq L ⁻¹	0 - 20
Carbonatos	(CO ₃ ²⁻)	meq L ⁻¹	0 - 0.1
Bicarbonatos	(HCO ₃ ⁻)	meq L ⁻¹	0 - 10

Fonte: Adaptado de Almeida (2010) e Sandri (2003)

Ainda com vistas a compreender os eventuais problemas causados pela absorção de sais, é possível utilizar valores de referências comumente empregados para água de irrigação, os quais são baseados na condutividade elétrica (CE), na razão de adsorção de sódio (RAS), e na presença dos químicos Boro e Bicarbonato, já que o primeiro, mesmo em baixas concentrações, apresenta toxicidade para a maioria das espécies de plantas, e o segundo, quando em concentrações elevadas, pode causar problemas de incrustações nos sistemas de irrigação (BRAGA e LIMA, 2014). A Tabela 2 apresenta os valores de referência.

Tabela 2 - Indicadores e níveis de segurança da qualidade química da água para fins de irrigação.

Indicador	Seguro	Moderadamente seguro	Perigoso
CE (dS/m)	< 1,0	1,0 - 2,5	>2,5
RAS	< 4	4 - 9	>9,0
Boro (mg/L)	< 0,7	0,7 - 3,0	>3,0
Bicarbonato (meq/L)	< 1,5	1,5 - 8,5	>8,5

Fonte: Braga e Lima (2014).

2.3 Técnicas de Irrigação

Para a aplicação de água residuária na agricultura e a escolha do método de irrigação mais apropriado para este fim, devem ser levados em consideração os aspectos econômicos, o tipo de cultura em que será aplicada, a topografia e a natureza do solo e além desses, devem ser observados os riscos para a saúde dos trabalhadores, se há contaminação da cultura, formação de aerossóis e possíveis odores, e danos aos sistemas de irrigação (SANDRI, 2003).

De acordo com Frizzone (2017), existem basicamente quatro métodos de irrigação que podem ser considerados, sendo estes, a irrigação por aspersão, o método por micro irrigação ou também chamado de irrigação localizada; a irrigação por superfície; e por fim a irrigação subterrânea.

A seleção do tipo de irrigação a ser utilizada quando se trata de água residuária deve ser permeada por algumas considerações que pautam cada um dos métodos. Segundo alguns autores apontados por Sandri (2003), algumas concepções são abordadas em consonância com o método de irrigação adotado.

Ao tratar-se da irrigação por aspersão observa-se um aumento gradativo da umidade em toda superfície do solo e das culturas. Esse tipo de irrigação funciona com o lançamento de um jato de água a determinada pressão, que se distribui uniformemente sobre a superfície do terreno simulando uma chuva intensa. (ANDRADE; BRITO, 2010).

Algumas das vantagens descritas por Andrade; Brito (2010), seriam em relação aos aspectos funcionais, nos quais, esses sistemas podem ser transportados facilmente, suas tubulações podem ser desmontadas facilitando o tráfego das máquinas e por possuírem maior eficiência na distribuição da água em comparação ao método de superfície. Porém existem também alguns fatores que são limitantes como, por exemplo, a utilização promove o contato da água com a parte aérea da planta e sem o tratamento devido ao efluente aplicado pode ser perigosos, pois há a formação de aerossóis, contendo microrganismos que são transportados pelo vento a distâncias superiores a um quilômetro podendo causar sérios danos à saúde da população pela inalação e patógenos. Além disso, os custos de instalação e operação são mais elevados em comparação ao método por superfície, e pode sofrer influência de fatores climáticos, como vento e umidade relativa.

A irrigação localizada, que se refere à aplicação de água em apenas uma fração do sistema radicular das plantas, a taxa ajustável e sendo fornecida de maneira contínua. Pode ser benéfica, visto que, mantém a região radicular sempre úmida favorecendo a absorção de água pelas plantas, porém recomenda-se que haja o tratamento prévio adequado das águas que serão aplicadas para que não estejam expostas a riscos sanitários. Inicialmente o custo é mais elevado principalmente quanto mais espaçado as linhas laterais, sendo recomendado para situações de pesquisas (ANDRADE; BRITO, 2010).

Salienta-se que a irrigação por superfície pode ser utilizada mesmo sabendo que a qualidade da água pode ser duvidosa, pois se verifica que este método de irrigação reduz gradualmente a contaminação das culturas agrícolas. Neste método a aplicação da água se dá diretamente sobre a superfície do solo, e com a gravidade se movimenta e infiltra-se rapidamente. Dentre os aspectos vantajosos pode-se citar o menor custo fixo e operacional, além de menor consumo energético quando comparado ao método de aspersão. Também permite a utilização de águas que contenham sólidos em suspensão, porém uma de suas limitações seria em relação ao terreno, pois requer condições topográficas e sistematização do mesmo (ANDRADE; BRITO, 2010).

Em se tratando da irrigação por gotejamento, não se faz restrição alguma, desde que seja estabelecido o tratamento ao efluente que ali será inserido. Este método trata-se da aplicação de água utilizando-se um sistema fixo através de tubos perfurados ou por meio de estruturas denominados gotejadores. A partir disso permite que sejam colocadas quantidades precisas de água diretamente na zona radicular da vegetação, normalmente em pequena intensidade e alta frequência (ESTEVEZ et al., 2012).

Ao se comparar os sistemas de irrigação com esgoto tratado se pautando que estes sistemas devem propiciar a garantia sanitária da planta e do solo, a aspersão é desfavorecida em relação a irrigação localizada e subsuperficial, sendo que, as características locais, do tipo de cultura e do esgoto tratado influenciam muito na escolha do método de irrigação (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

A Tabela 3 apresenta, de forma sintetizada os fatores diretamente relacionados à escolha do método de irrigação, quando da prática da fertirrigação

Tabela 2 - Indicadores e níveis de segurança da qualidade química da água para fins de irrigação.

Método de Irrigação	Fatores que afetam a escolha				Medidas protetivas necessárias
	Custo requerido	Eficiência no uso da água	Declividade	Taxa de infiltração	
Subterrânea ou Subirrigação	Menores custos	A água é aplicada diretamente nas raízes das plantas abaixo da superfície do solo.	Área deve ser plana ou nivelada.	O solo deve ter uma camada impermeável abaixo da cona de raízes, ou lençol freático alto que possa ser controlado.	Proteção completa para os operários agrícolas, consumidores e manuseadores de culturas.
Superfície	Menor custo fixo e operacional	Sulcos (condução da água por pequenos canais) Inundação (aplicação de água de forma temporária ou permanente)	Área deve ser plana ou nivelada artificialment e a um limite de 1%.	Não recomendável pra solos com taxa de infiltração acima de 60 mm/h ou com taxa de infiltração muito baixa.	Proteção para operários agrícolas. Possivelmente necessária para consumidores e manuseadores de culturas.
Aspersão	Custo elevado para instalação	Facilidade de regular a dosagem da água	Não há necessidade de nivelamento; Adaptável às mais diversas condições de declividade.	Adaptável as mais diversas condições.	Algumas culturas de cereais, de forragem, pastos principalment e arvores frutíferas são excluídas.
Localizada	Custos elevados	Maior eficiência no uso da água e maior produtividade:	Alta produtividade e agrícola; Adaptável às mais diversas condições de declividade.	Todo tipo de solo, podendo ser usado em casos extremos, como solos muito arenosos ou muito pesadas.	Distancia mínima de 100 metros de casas e estradas. Filtração para evitar entupimento de orifícios (exceto no caso de irrigação por bubblers)

Fonte: Braga e Lima (2014).

2.4 Riscos Microbiológicos

A utilização de água de esgoto como fonte de recurso hídrico possui grande importância, mas ainda é preconizada do ponto de vista social, pois há um receio causado principalmente por conta da desinformação da população. Apesar do tratamento ao esgoto ser estabelecido ainda há um risco de contaminação dependendo do tipo de fonte utilizada, acarretando em riscos para a saúde humana (CAVALCANTI, 2015). Os projetos de utilização das águas residuárias devem levar em consideração os aspectos de segurança sanitárias tendo em vista o tratamento adequado.

Segundo Nikaido (2009), a maioria dos processos utilizados no tratamento de esgoto tem como produto final quantidades de agentes patogênicos e inclusive cargas orgânicas de diferentes quantidades. Em decorrência da presença de substâncias químicas, orgânicas e inorgânicas potencialmente tóxicas e microrganismos patogênicos, as águas residuárias podem causar riscos à saúde pública. Estes riscos referem-se à contaminação daqueles que estão envolvidos, mesmo que indiretamente ao esgoto, podendo-se citar os trabalhadores rurais ou das estações de tratamento, os consumidores de produtos vegetais e de produtos animais, que estejam em terrenos irrigados com efluentes, e de populações que residem próximas às estações de tratamento de esgoto (CAVINATTO e PAGANINI, 2007).

Por meio da Tabela 4 é possível observar a eficiência de remoção de patógenos tida por alguns sistemas de tratamento de esgoto.

Tabela 4 - Eficiência de remoção de organismos Patogênicos em processos de tratamento de esgotos.

Tratamento Utilizado	Eficiência Típica de Remoção (\log_{10})			
	Bactérias	Vírus	Protozoários	Helmintos
Decantação primária	0 - 1	0 - 1	0 - 1	0 - <1
Processos secundários convencionais mais decantação secundária	0 - 2	0 - 2	0 - 1	1 - 2
Lagoas de estabilização, polimento e maturação	1 - 6	1 - 4	1 - 4	1 - 3
Lagoas aeradas mais lagoas de decantação	1 - 2	1 - 2	0 - 1	1 - 3
<i>Wetlands</i> construídas	0,5 - 3	1 - 2	0,5 - 2	1 - 3
Desinfecção	2 - 6	1 - 4	0 - 3	0 - 1
Filtração em membranas	3 - 6	3 - 6	>6	>6

Fonte: Adaptado de BASTOS et al. (2003)

2.5 Riscos para o Solo

Gonçalves (2016) aborda que algumas alterações no solo podem ser ocasionadas pela disposição de águas residuárias feita sem critérios inerentes a tal procedimento, como problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas e toxicidade às plantas.

A garantia do bom uso do solo e seu manejo fundamenta-se na presença de macro e micronutrientes no solo. As águas residuais por serem ricas nesses elementos e grande parte desses estarem presentes através da mineralização do material orgânico podem ser consideradas uma alternativa bem importante na percepção de sustentabilidade ambiental (GONÇALVES, 2016).

Um dos problemas refere-se à adição de nutrientes em quantidades muito superiores às exigidas pela cultura que está sendo cultivada. Por isso recomenda-se que se equacione a dose de resíduos orgânicos a ser utilizado de modo que o solo não se comprometa. O excesso de alguns nutrientes, como por exemplo, o fósforo impacta tanto o solo como a cultura plantada reduzindo sua produtividade devido ao desbalanço nutricional, como também, pode provocar a diminuição de outros nutrientes como o cobre (Cu), o ferro (Fe) e o zinco (Zn). Em longo prazo a aplicação do efluente no solo pode gerar exacerbada quantidade de nutrientes afetando então as propriedades físico-químicas do mesmo (SANTOS; SOARES; MATOS, 2006).

Ao entrar em contato com o solo, que exerce um papel de depurador natural, o esgoto acaba passando por processos físicos, químicos e biológicos, de forma que, ocorrerá a absorção dos nutrientes necessários e de substâncias incorporando ao solo a função de um filtro vivo. À medida que se adota essa forma de irrigação com águas residuárias deve-se atentar a problemas de lixiviação e/ou percolação de nitrogênio no solo, pois esses fatores podem ser prejudiciais em longo prazo quando não tratado corretamente, poluindo aquíferos subterrâneos e corpos d'água superficiais (VELOSO et al, 2004).

Em relação aos possíveis impactos negativos observa-se que algumas das propriedades hidrológicas do solo podem ser afetadas em função dos compostos das águas residuárias, implicando na redução da condutividade hidráulica do solo, por conta do entupimento dos poros, causado pelo efeito dispersante do excesso de sódio, em razão do incremento de biomassa e sólidos suspensos (DAMASCENO, 2008).

Um dos principais impactos gerados pela aplicação de água residuária refere-se aos problemas de salinidade e sodicidade. Em relação a isso, os sais contidos nos efluentes podem acumular-se na solução do solo em torno da zona radicular das plantas promovendo um efeito osmótico, no qual, é diminuída a absorção de água. Além disso, a velocidade de infiltração de água, uma das principais propriedades do solo, é prejudicada em função da sodicidade (BASTOS et al, 2003).

Os critérios de salinidade e sodicidade são explicados por Almeida (2010), e referem-se a diferentes aspectos. O primeiro avalia o risco causado pelo aumento de concentração de sais no solo em correspondência à aplicação de água, o que gera o efeito osmótico e a diminuição da eficiência dos cultivos. E em relação ao critério de sodicidade, pode-se dizer que este analisa o risco de que se induza uma elevada Percentagem de Sódio Trocável (PST), causando a deterioração da estrutura do solo.

O excesso de sais afeta no equilíbrio osmótico, e conseqüente absorção de água pelas plantas. Ainda sobre isso, a sodificação impacta na estrutura do solo promovendo diminuição da velocidade de infiltração de água causando efeitos negativos para as plantas (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

Os impactos ao solo podem ser agravantes e variam conforme o período de tempo em que se aplica a água residuária, como em função da salinidade, problemas de infiltração, toxicidade de íons específicos entre outros. A salinidade é medida pela condutividade elétrica, que se refere à capacidade da água em conduzir corrente elétrica em função das substâncias dissolvidas, ressaltando-se a priori as substâncias inorgânicas como cátions e ânions (BASTOS, 2003).

Além disso, a combinação de elevadas concentrações de sódio no efluente utilizado para a irrigação acompanhada de baixas concentrações de cálcio e magnésios podem inserir uma elevada razão de adsorção de sódio e conseqüentemente promover a dispersão de argilas e obstrução dos poros do solo (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

Em função disso, o principal desafio encontrado em relação ao reúso das águas de esgoto para irrigação, refere-se à determinação do nível de tratamento dentro da segurança e dos fins a que se destina (DAMASCENO, 2008).

2.6 Riscos para os Aquíferos

A irrigação com água residual também pode constituir-se de um possível problema ambiental, pois pode afetar as águas subterrâneas principalmente quando o efluente é aplicado em solos permeáveis e rasos, característicos de zonas áridas (BASTOS et al, 2003).

As águas subterrâneas ocorrem pelo resultado combinado da infiltração de água pelo solo através de meios distintos e através das rochas que ela atravessa. Dependendo das reações químicas e da velocidade do movimento, as substâncias dissolvidas podem aumentar ou diminuir e serem positivas ou negativas em consonância aos aspectos de qualidade da água (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006).

Ainda segundo o autor, a associação entre a vulnerabilidade natural do aquífero e a carga contaminante potencial existente representa o risco de contaminação gerada.

Dentre os aspectos que podem impactar os aquíferos incluem-se a capacidade do solo em reter ou permitir a lixiviação de fósforo que, a partir de pesquisas verifica-se que em função do tipo de solo e suas características granulométricas este composto pode penetrar nas camadas mais profundas. Além disso, a aplicação do nitrogênio pode ser um fator prejudicial em função dos riscos relacionados a lixiviação de nitratos com vista a mobilidade no solo, já que, os componentes de nitrato e nitrito são tóxicos ao ser humano tendo pelo padrão de potabilidade brasileiro limites de 1mg/L E 10mg/L, respectivamente (BASTOS et al, 2003).

Nos corpos d'água a determinação da forma predominante de nitrogênio ali inserida, indica informações sobre aspectos de poluição ocasionada normalmente por lançamentos de esgotos. O mesmo se insere quando se trata de águas subterrâneas no contexto de contaminação, em que, o líquido que percola o solo infiltra-se atingindo os aquíferos e poderão ser encontradas na forma de nitrato (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

Quando se trata do uso de efluentes na irrigação, há sempre um risco de contaminação dos aquíferos, mesmo que tenha sido realizado algum nível de tratamento. Em função disso, o nitrato pode atingir níveis muito acima dos recomendados pela OMS para águas potáveis, e em concentrações superiores a 10mg N-NO₃-/L pode causar a metemoglobinemia, uma condição grave que traz sérias consequências para a saúde dos indivíduos. Como o processo anaeróbio não promove a retirada do nitrogênio do esgoto, os riscos podem incidir remontando a um cenário grave problema (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

O nitrato pode ser estável em solos pobres em matéria orgânica porque a nitrificação ocorre nas camadas superiores, e assim a possibilidade de contaminação é menor (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

Os metais pesados podem estar presentes nos esgotos sanitários, dependendo da sua origem e composição, e estes se associam aos sólidos suspensos e tendem a acumular-se na superfície do solo penetrando no mesmo com a aplicação da fração líquida (BASTOS et al, 2003). Assim, é importante prever o comportamento dos íons no solo, pois a retenção ou mobilidade vão depender dos outros componentes do meio, combinados a ele (argilominerais, óxidos, óxidos-hidróxidos, entre outros), além de sua transformação ao longo do tempo, da variação do pH do meio, e outros (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006).

2.7 Experiências em Curso

Abrangendo-se o contexto mundial muitos projetos remontam ao reaproveitamento da água residuária para as diversas finalidades, inclusive ao uso agrícola, que vem ganhando cada vez mais representatividade. Pode-se citar, por exemplo, Israel, que utiliza mais de 65% do efluente sanitário gerado no país para irrigação agrícola (CAPRA & SCICLONE, 2004).

A Austrália vem utilizando cada vez mais no meio agrícola a irrigação com efluente tratado e proporcionou um aumento de 45% na produção das culturas de cana de açúcar, sendo que são cultivadas áreas de 600 hectares gerando uma melhoria no sistema produtivo. Outros países situados nas regiões mediterrâneas e América Latina contam com um predomínio do reúso agrícola, mas vale ressaltar que alguns deles não realizam o tratamento a este efluente o que pode representar risco não somente aos trabalhadores agrícolas, como também a toda comunidade que consome os cultivos gerados por conta dos organismos patogênicos e poluentes (BIXIO et al., 2008).

Nota-se também que a maior visibilidade do tema na maioria dos países é propiciada pela representatividade no desenvolvimento de guias que retratam sobre critérios de qualidade do efluente e de que forma estes podem ser reutilizados para diversos usos (TOZE, 2006). Referente a isso, como disposto pela Agência Nacional das Águas, pode-se destacar as importantes organizações em nível mundial que têm se atentado para essas questões incorporando por meio de publicação de recomendações sobre as práticas de reúso para que essa atividade seja o mais segura possível. As mais citadas publicamente referem-se à Organização Mundial da Saúde – OMS, a Organização das Nações Unidas para a Alimentação, e Agricultura – FAO e a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos – EPA que também tem publicado importantes recomendações acerca do tema.

Atualmente muitas pesquisas estão sendo propostas no sentido de avaliar os efeitos da aplicação de águas residuárias e fomentam a compreensão dessa forma de tratamento descentralizado destacando a importância de considerar o esgoto como um recurso.

No caso do Brasil, a Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo (SABESP), iniciou algumas pesquisas voltadas ao reaproveitamento da água de reúso vivenciando sua primeira experiência comercial em uma indústria têxtil, por volta de 1998. Após alguns testes utilizando o efluente de algumas estações de tratamento de esgoto, a SABESP incorporou com base em experiências internacionais, seus próprios critérios para monitoramento principalmente das águas de reúso utilizadas para irrigação e lavagem de ruas, que estão descritos a seguir (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006):

- Cloro residual total > 2 a 6 mg/L;
- Coliformes termotolerantes: < 200 NMP/100mL (em 80% das amostras);
- DBO < 25 mg/L (em 95% das amostras);
- Balanço hídrico da fábrica;
- pH: 6 a 9;
- Sólidos Suspensos Totais (SST) < 35 mg/L (em 95% das amostras);
- Óleos e Graxas (OG) visualmente ausentes;
- Turbidez < 20 UT.

As primeiras iniciativas relacionadas à irrigação de culturas com esgoto tratado ocorreram no ano de 2000 em várias regiões do Brasil e os resultados experimentais agrônômicos foram bastante positivos quando comparados aos dados de produtividades de parcelas feitas com irrigação convencional dando aporte de água e nutrientes. Porém embora tenham demonstrado viabilidade as aplicações resumem-se a algumas instalações informais que contemplaram apenas à experimentação para pesquisa (MOTA; VON SPERLING. coord, PROSAB, 2009).

Ainda em relação a isso, o uso agrícola da água de esgoto tratada foi testado em experimentos no âmbito do PROSAB (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico) em parceria com algumas universidades e foram realizados experimentos de utilização de esgotos tratados por meio de hidroponia de alguns cultivos, principalmente de hortaliças (FLORENCIO et al. coord, PROSAB, 2006).

Gonçalves (2016), ao analisar a possibilidade de reúso de efluente tratado na Estação de Tratamento de Esgoto de Ribeirão Preto, na produção de hortaliças evidenciou que o peso das hortaliças foi maior quando irrigadas com efluente tratado, seguido pelas irrigadas com água potável e por fim efluente tratado/clorado.

3. Considerações Finais

O tema Reúso de Água tem uma abrangência significativa já que reúne relevantes questões que permeiam a sociedade, como a importância dos recursos hídricos incorporada na ampliação do uso de fontes alternativas, como as águas de esgoto tratadas para a utilização na agricultura; seguida pela importância econômica de realizar o tratamento aos efluentes e dar uma funcionalidade aos mesmos que podem abranger a forma de irrigação. Os projetos relacionados ao tema em questão complementam uma série de análises fundamentadas no propósito de transformação da matéria para que esta volte ao ciclo de vida útil sem que haja o massivo descarte.

No que transpassa a gestão ambiental é inquietante que em meio a tantas possibilidades e alternativas para que se incorporem novos meios de reutilização, reciclagem e transformação de recursos, que não se deem o devido valor para o fomento de novas pesquisas, e análises para a renovação no modo de pensar e agir dos governos e sociedade nos países e principalmente no Brasil.

As instituições e universidades possuem papel primordial de alavancar as pesquisas e com base no projeto em questão se insere um incremento de uma alternativa ambiental ao modo de saneamento, e ao emprego de efluentes tratados em outra aplicabilidade sem ser o devido descarte.

É necessária e fundamental uma contingência maior de informações locais sobre o uso agrônomo de esgoto tratado, com incentivo público fundamentado em investimento no setor de saneamento gerando consequentemente economia ao setor de saúde pública. Por fim, deve-se compreender que o estudo visualizado neste projeto incorpora não somente a questão do uso agrícola do esgoto tratado, mas atrelado a isso busca-se uma conscientização do uso da água como um todo, pois se for vista meramente como um recurso inesgotável, esta chegará ao fim quanto menos se espera.

4. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Otávio Álvares de (Ed.). Qualidade da Água de Irrigação. Cruz das Almas: Cdd. 2010. 234 p. EMBRAPA.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Conservação, uso racional e sustentável da água: Manejo da Irrigação: quando, quanto e como irrigar. São Paulo: 2016.

BASTOS R.K.X., BEVILACQUA P.D.; ANDRADE NETO, C.O., von SPERLING, M. Utilização de esgotos tratados em irrigação - aspectos sanitários. In: BASTOS R. K. X. (coord.) Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 23-59 (ProjetoPROSAB).

BERTONCINI, E.I.; Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. Separata de: Revista Tecnológica & Inovação Agropecuária. São Paulo-SP, 2008. BIXIO, D.; THOEYE, C.; WINTGENS, T.; RAVAZZINI, A.; MISKA, V.; MUSTON, M.;

CHIKUREL, H; A. AHARONI, A.; D. JOKSIMOVIC, V.; MELIN, T. Water reclamation and reuse: implementation and management issues. Desalination, v. 218, 13-23, 2008.

BRAGA, M.B.; LIMA, C.E.P. (Ed.). Reúso de água na agricultura. EMBRAPA. Brasília: Cdd, 2014.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. Agricultural Water Management, v.68, 135-149, 2004.

CAVALCANTE, Karla Danielle Bizerra. O Uso de Águas Residuais e as Vantagens de sua Aplicação na Agricultura. 2015. 42 f. Tese (Doutorado) - Curso de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

COSTA, M.C., Avaliação dos aspectos sanitários, agronômicos e de qualidade em melancias irrigadas com esgoto tratado. 2006. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.

DAMASCENO, Lisânea Mycheline Oliveira. Fertirrigação com efluente doméstico tratado no cultivo de gérbera com e sem suplementação mineral. 2008. 120 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnóloga em Meio Ambiente, Centro Federal de Educação Tecnológica do Piauí, Campina Grande, 2008.

ESTEVES, Bárbara dos Santos et al. Irrigação por gotejamento. Niterói-rj: Cdd, 2012. 18 p. (Programa Rio Rural).

FAO - Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura: agricultura irrigada sustentável no brasil - identificação de áreas prioritárias. 2017. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i7251o.pdf>>. Acesso em: 04 nov. 2018.

FRIZZONE, José Antônio. Os métodos de irrigação. 2017. Notas de Aula da Disciplina LEB 1571 – Curso de Graduação em Engenharia Agrônoma – ESALQ/USP. Disponível em: < http://www.leb.esalq.usp.br/leb/disciplinas/Frizzone/LEB_1571/TEXTO_COMPLEMENTAR_1_-_METODOS_DE_IRRIGACAO.pdf>. Acesso em 12 nov. 2018

FLORENCIO, Lourdinha et al. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. Recife: Abes, 2006. 427 p. PROSAB/FINEP.

GONÇALVES, Jonata Moraes. Fertirrigação com água residuária de agroindústria (ara) em forrageiras: monitoramento de elementos químicos no perfil do solo. 2016. 71 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciência e Tecnologia de Alimentos, Instituto Federal de Educação, Uberaba, 2016.

MILLER, G. W. Public acceptance: the greatest barrier to widespread water reuse. In: SPECIALIST CONFERENCE ON WASTEWATER RECLAMATION AND REUSE FOR SUSTAINABILITY, 6., 2007, Antwerp. Guiding the growth of water reuse. Antwerp: IWA, 2008.

MOTA, Francisco Suetônio Bastos; VON SPERLING, Marcos. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: Abes, 2009. 428 p. PROSAB/FINEP.

NIKAIDO, M. Uso de águas residuárias tratadas na cultura de hortaliças: avaliação de enteroparasitas e metais pesados. 2009. 138f. Dissertação (mestrado) - Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto.

SAMUEL, Paulo Robinson da Silva. Alternativas sustentáveis de tratamento de esgotos sanitários urbanos, através de sistemas descentralizados, para municípios de pequeno porte. 2011. 171 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011.

SANDRI, Delvio. Irrigação da cultura da alface com água residuária tratada com leitos cultivados com macrófita. 2003. 207 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - Sp, 2003.

SANDRI, Delvio; E, Edson; MATSURA. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. 2006. 26 v. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Goiás, Jaboticabal, 2006.

SANTOS, Suzana Souza dos; SOARES, Antônio Alves; MATOS, Antonio Teixeira de. Efeitos da aplicação localizada de esgoto sanitário tratado nas características químicas do solo. 2006. 14 v. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia na Agricultura, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

SILVA, Rafael Rodrigues da. Avaliação sócio-ambiental do uso de efluente de esgoto tratado na irrigação de culturas no Município de Lins - SP. 2008. 123 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agronomia, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

TOZE, S. Reuse of effluent water-benefits and risks. Agricultural Water Management, Amsterdam, v. 80. n. 1/3, p. 147-159, 2006. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/agwat>. Acesso em: 15 out. 2018.

VELOSO, M. E. C.; DUARTE, S. N.; SILVA, I. J. O. Potencial de uso de águas residuárias na agricultura como suprimento hídrico e nutricional. Engenharia Rural. v.15, p.79-86, 2004.

Aplicação da amostragem multi-incremento para avaliar os riscos à saúde humana em área suspeita de contaminação por chumbo

Application of multi-increment sampling to assess risks to human health in an area suspected of lead contamination

Eliane Kaori Haga ^(1,2), Fábio Henrique da Silva ^(1,3), Ricardo Aparecido de Sales ^(1,3)

¹ Centro Universitário Senac, ² SABESP, ³ AlphaNew - Engenharia.
(elihg@hotmail.com, fabioh_silva@yahoo.com, ricardoadsales@gmail.com)

Resumo. A descoberta de resíduos enterrados contendo chumbo na área da Saturnia Sistemas de Energia S/A, suscitou a suspeita de contaminação do solo em um parque de recreação adjacente a esta empresa. A concentração de chumbo na análise química realizada em uma única amostra de solo, ainda que abaixo do valor de intervenção da CETESB, acarretou a interdição do parque. Esta ação teve um caráter preventivo, mas uma análise pontual de solo pode não ser representativa, identificando-se a necessidade de aplicar uma metodologia estatisticamente defensável, e que indique a distribuição de contaminantes na área. Uma destas metodologias é a amostragem multi-incremento, que se caracteriza pela coleta de múltiplas alíquotas de solo em uma área denominada unidade de decisão (UD), formando uma amostra única para análise laboratorial. Assim, este estudo aplicou a amostragem multi-incremento no parque de recreação, para verificar se a concentração de chumbo oferece riscos à saúde humana. Os resultados, que foram validados pelo cálculo do desvio padrão relativo e do limite superior de confiança (UCL 95%), não indicaram riscos à saúde da população que frequenta o parque.

Palavras-chave: Amostragem multi-incremento, chumbo, avaliação de risco à saúde humana.

Abstract. The discovery of lead waste buried around the Saturnia Sistemas de Energia S/A, has led to the suspicion of contamination in a recreation park adjacent to this company. The lead concentration in the chemical analysis performed in a single soil sample, although below the intervention value of CETESB, caused the park access to be restricted. This action had a preventive character, but a point analysis of soil may not be representative, identifying the need to apply a statistically defensible methodology that indicates the distribution of contaminants in the area. One of these methodologies is multi-increment sampling, which is characterized by the collection of multiple soil aliquots within an area called the decision unit, in order to form a single sample for laboratory analysis. Thus, this study applied multi-increment sampling in the area of the recreation park, in order to verify if lead concentration represents risks to human health. The results, which were validated by calculating the relative standard deviation and the upper confidence limit (UCL 95%), did not indicate health risks to the population attending the park.

Key words: Multi increment sampling, lead, human health risk assessment.

1. Introdução

O Decreto Estadual nº 59.263 de 5 de Junho de 2013, define área contaminada como “Área, terreno, local, instalação, edificação ou benfeitoria que contenha quantidades ou concentrações de matéria em condições que causem ou possam causar danos à saúde humana, ao meio ambiente ou a outro bem a proteger.”

Muitas áreas contaminadas são resultantes de práticas e operações inadequadas, que por desconhecimento ou negligência, não levaram em consideração os procedimentos necessários para o manejo correto de resíduos, efluentes e substâncias tóxicas ou perigosas.

Para Cunha (1997):

A origem de áreas contaminadas pode estar associada a diferentes fontes de poluição, sendo as mais usuais as de natureza industrial, de sistemas de tratamento e disposição de resíduos, e as relacionadas ao armazenamento e distribuição de substâncias químicas entre estas as de comercialização de combustíveis. (CUNHA,1997, p.01).

Um exemplo de contaminação ambiental provocado por uma fonte de poluição, é a área que fora ocupada pela fábrica de baterias Saturnia Sistemas de Energia S/A, a qual está situada na zona industrial da cidade de Sorocaba, interior do Estado de São Paulo. Esta área ganhou notoriedade nacional a partir de agosto de 2018, devido a existência de um “garimpo” irregular das escórias de chumbo no local onde a empresa Saturnia desenvolvia suas atividades produtivas, sendo que os “garimpeiros” eram compostos por pessoas pouco instruídas, que colocavam em risco a própria saúde, por não contarem com a proteção necessária e utilizarem ferramentas rudimentares e inadequadas (TV TEM, 2018).

A constatação deste “garimpo” ilegal repercutiu na descoberta de que o local abriga resíduos contendo chumbo em subsuperfície, os quais foram enterrados durante vários anos de forma irregular, resultando em um passivo ambiental com grande potencial de causar danos à saúde das pessoas que trabalharam nesta área, ou que residem nas proximidades da empresa.

A descoberta dos resíduos enterrados no solo, suscitou a suspeita de contaminação em uma área de aproximadamente 700 m², que é adjacente à antiga fábrica da Saturnia e funcionava como uma área de recreação para as crianças e a população em geral. Em agosto de 2018 foi coletada uma amostra pontual de solo nesta área, sendo obtida uma concentração de chumbo de 99 mg/kg (TV TEM, 2018), a qual está acima do valor de prevenção (VP) e abaixo do valor de intervenção (VI), para todos os cenários estabelecidos pelos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2016).

Com a revelação deste resultado, a área do parque foi cercada, sendo também fixadas placas alertando sobre a existência de perigo no local. A implantação desta medida de restrição de acesso, é válida como ação preventiva, mas deve-se considerar que uma amostra pontual de solo pode não ser representativa para indicar a concentração de chumbo na área, nem tampouco para determinar a existência de risco à saúde da população.

É conhecido que um dos principais objetivos do gerenciamento de áreas contaminadas, é a proteção à saúde humana (LIMA et al., 2017). Por outro lado, o desconhecimento da extensão, distribuição e concentração da contaminação, indica a necessidade de promover um estudo mais aprofundado, que possua validade estatística, e forneça um panorama representativo a respeito da concentração e distribuição dos contaminantes. Para que isso ocorra, é necessário a adoção de metodologias técnico-científicas, para que as investigações ambientais nos meios de interesse proporcionem dados suficientes para avaliar as áreas contaminadas, quanto ao potencial de risco à saúde humana e ao meio ambiente (Ciantelli et al., 2015).

Uma destas metodologias é a amostragem multi-Incremento, que consiste na coleta de um grande número de incrementos para compor uma única amostra em uma área pré-estabelecida, que é denominada como unidade de decisão (UD) (HAVAÍ, 2016).

A aplicação da amostragem multi-incremento, aumenta a representatividade das amostras e a confiabilidade dos resultados na investigação da contaminação na matriz solo (HAVAÍ, 2016).

Assim, a proposta deste estudo foi empregar a amostragem multi-incremento no solo superficial do parque de recreação, tendo o objetivo de avaliar se o solo do parque apresenta concentração de chumbo acima dos níveis de segurança para saúde humana permitidos por lei.

2. Revisão da Literatura

Amostragem Multi-Incremento

A amostragem multi-incremento é baseada na teoria do geólogo Pierre Gy, o qual desenvolveu uma técnica de amostragem de partículas capaz de melhorar a qualidade dos dados na área de mineração (ALASCA, 2009).

A aplicação desta técnica consiste na coleta de vários incrementos de solo (normalmente entre 30 e 100 incrementos) dentro de uma unidade de decisão (UD), os quais são combinados, processados e subamostrados, para formar uma única amostra relativa a unidade de decisão em questão (ITRC, 2012).

Uma UD é definida como área ou volume sobre o qual uma decisão pode ser tomada. A identificação e delimitação da unidade de decisão, configura-se como um dos fatores mais importantes na aplicação da amostragem multi-incremento, tanto que esta metodologia só é válida se o tamanho e a forma da UD forem compatíveis com a área investigada (ALASCA, 2009).

O ITRC (Interstate Technology & Regulatory Council) recomenda que as unidades de decisão possuam até 500 m² (ITRC, 2012).

A aplicação da amostragem multi-incremento reduz a variabilidade dos dados, conferindo uma maior representatividade aos trabalhos de investigação em sites contaminados com substâncias voláteis e não voláteis, presentes no solo superficial ou em subsuperfície (HAVAÍ, 2016).

Todavia, apesar de ser possível, a utilização da amostragem multi-incremento no solo subsuperficial é mais onerosa e demorada, uma vez que equipamentos de sondagem ou escavação podem ser necessários. Além disso, em algumas situações, a coleta do número mínimo de incrementos pode ser inviável devido as características da área investigada ou dos custos envolvidos, repercutindo na redução da qualidade dos dados obtidos (HAVAÍ, 2016).

Quanto as substâncias voláteis, a metodologia é semelhante à aplicada aos outros compostos, no entanto, é imprescindível o uso de um amostrador capaz de impedir a liberação de gases e vapores, além de ser necessário a utilização de técnicas adequadas de preservação e armazenamento das amostras, o que por sua vez exige que os procedimentos efetuados na ocasião da amostragem sejam ajustados em conjunto com o laboratório (HAVAÍ, 2016).

De acordo com o Departamento de Conservação Ambiental do Alasca, a amostragem multi-incremento diferencia-se da amostragem composta simples, pois a metodologia multi-incremento observa os procedimentos apropriados de coleta dentro de uma unidade

de decisão, enquanto a amostragem composta se dá aleatoriamente, e não considera pontos de coleta específicos (ALASCA, 2009).

Outro diferencial desta técnica, é que as amostras são compostas por no mínimo 30 incrementos. Além disso, normalmente ocorre a coleta em triplicata nas parcelas que compõem a unidade de decisão, o que garante validade estatística através do cálculo do desvio padrão, e/ou do limite superior de confiança - UCL 95% (HAVAÍ, 2016).

No que tange aos incrementos, a quantidade coletada varia entre 5 a 50 gramas, resultando em uma amostra de 150 a 1500 gramas (CETESB, 2012 apud CIANTELLI et al., 2015).

Ainda em relação as amostras, a metodologia multi-incremento prevê que as partículas de solo sejam menores que 2 mm. Para que isso ocorra, é necessário promover o processamento da amostra, que envolve o peneiramento dos incrementos e a subamostragem da massa de solo obtida após a passagem pela peneira. Para efetuar a subamostragem, faz-se necessário espalhar o solo peneirado em uma superfície plana, a fim de formar uma camada com espessura inferior a 1 cm (HAVAÍ, 2016). Quanto as atividades de processamento, a exceção recai nos casos que envolvem compostos voláteis, cujo solo não deve ser peneirado (ALASCA, 2009). Nestas situações, como já destacado, é preciso alinhar os procedimentos em conjunto com o laboratório.

Descrição e propriedades do chumbo

O chumbo é um metal com coloração cinza azulada, e se caracteriza por sua toxicidade e capacidade de produzir danos à saúde humana (SILVA; TEIXEIRA, 2009).

Por apresentar características como maleabilidade e resistência à corrosão, seu uso foi amplamente difundido (HENRIQUE et al., 2014).

De acordo com Silva;Teixeira (2009, p.198) "O chumbo é o sexto metal de maior utilidade industrial".

A fabricação de baterias representa um dos principais usos do chumbo, consumindo aproximadamente 80% de todo o chumbo produzido (SATO et al., 2001)

Além disso, este metal também é utilizado em menor proporção na fabricação de revestimentos para cabos telefônicos e de energia, possuindo aplicações nas indústrias de vidro, de plástico, em soldas leves, e na produção de munições (PESSOA, 2011).

Efeitos e reações do chumbo no meio ambiente

A maior parte do chumbo presente no ambiente é de origem antrópica, mas alguns processos naturais também contribuem para sua liberação (ATSDR, 2007).

De acordo com a ATSDR (2007, p.04) "Alguns compostos de chumbo são transformados através da luz solar, ar e água. No entanto o chumbo elementar não é decomposto".

Em relação a contaminação por chumbo, Figueiredo (2004, p.27) afirma que

"A contaminação do solo por chumbo tem a principal origem nas emissões atmosféricas, sendo o ar o principal meio de transporte e distribuição desse metal, grandes quantidades tendem a localizar-se nas vizinhanças das fontes geradoras".

Além das emissões atmosféricas, a destinação inadequada da escória gerada durante a reciclagem de baterias automotivas, contribui significativamente para a contaminação ambiental por chumbo (FERNANDES, et al., 2011).

Fernandes, et al. (2011) também destaca que:

Devido à baixa mobilidade do chumbo no perfil do solo e a elevada adsorção na fase sólida do solo (inorgânico e orgânico), o chumbo se acumula principalmente nos primeiros centímetros de profundidade do solo, podendo vir a acarretar sérios riscos ao ecossistema e a saúde humana, pois, em casos de erosão, o chumbo é transportado para outros locais (FERNANDES, et al., 2011, p.245).

O comportamento da contaminação por chumbo no solo é influenciado por fatores como pH e teor de matéria orgânica. Foi observado que nos solos com alto teor de material orgânico, e pH entre 6 e 8, o chumbo tende a formar complexos orgânicos insolúveis em água. Por outro lado, se o pH do solo estiver situado entre 4 e 6, os complexos orgânicos de chumbo tornam-se solúveis em água, o que induz a percolação destes complexos em subsuperfície ou a absorção pelas plantas (EPA 1986, Apud ATSDR 2007).

Efeitos sobre a saúde humana

As principais vias de ingresso do chumbo ao organismo humano se dão por via oral e inalatória, sendo que mais de 80% do total é proveniente da ingestão de alimentos e poeiras que possuem este metal (CETESB, 2018).

De acordo com a ATSDR (2007, p.166), "A absorção dermal de compostos inorgânicos do chumbo geralmente é muito menor que a absorção através da inalação ou exposição oral [...]".

Uma vez no organismo, o chumbo é potencialmente capaz de afetar quase todos os órgãos, sendo que o sistema nervoso central apresenta maior susceptibilidade a danos decorrentes da exposição a este metal (CETESB, 2018).

Os efeitos do chumbo no ser humano são os mesmos independentemente se a via de ingresso foi oral ou respiratória. Além de problemas no sistema nervoso central, a exposição ao chumbo pode proporcionar anemia, fraqueza nos dedos, pulsos e tornozelos, contribuindo também para a elevação da pressão arterial, e o surgimento de doenças cardiovasculares, especialmente em pessoas mais velhas ou mesmo de meia idade (ATSDR, 2007).

A Ficha de Informação Toxicológica elaborada pela CETESB sugere que "[...] As crianças são mais suscetíveis aos efeitos do chumbo do que os adultos" (CETESB, 2018, p.02). Além disso, é interessante ressaltar que bebês e crianças pequenas, podem estar mais expostos devido ao hábito de colocar a mão na boca com mais frequência (EPA, 2018).

Para um nível elevado de exposição, o chumbo causa danos severos no cérebro e nos rins de adultos ou crianças, podendo resultar em morte. Nas mulheres grávidas a exposição elevada pode causar aborto, enquanto que nos homens, os órgãos responsáveis pela produção de espermatozoides podem ser prejudicados (ATSDR, 2007).

Em relação aos efeitos carcinogênicos, a Agência Internacional de Pesquisa em Câncer (IARC), destaca que os compostos inorgânicos do chumbo são prováveis cancerígenos para o ser humano (grupo 2A), enquanto que o chumbo é classificado no grupo 2B, que representam os compostos possivelmente cancerígenos. Os compostos orgânicos do chumbo, por sua vez, fazem parte do grupo 3, pois não são classificados quanto a carcinogenicidade (CETESB, 2018).

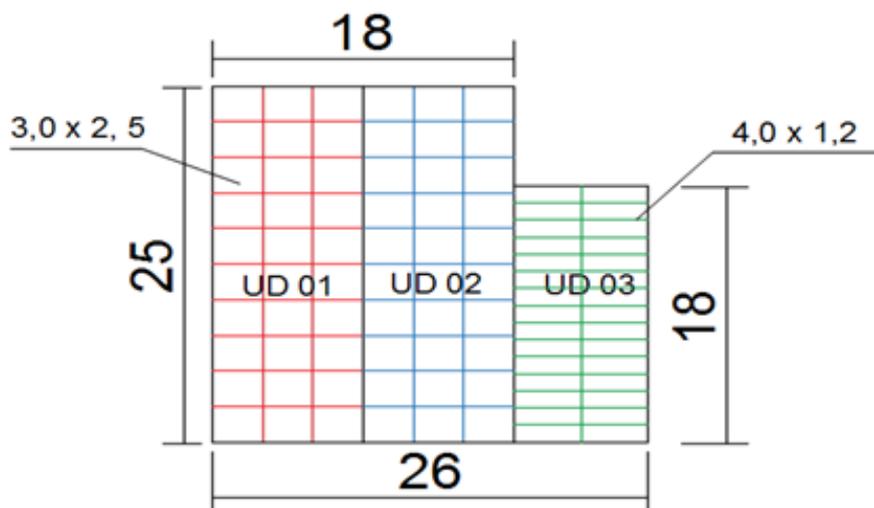
3. Materiais e Métodos

O desenvolvimento deste trabalho consistiu em aplicar a metodologia multi-incremento no parque de recreação, conhecido popularmente como "parquinho", a fim de avaliar se as concentrações de chumbo neste local oferecem riscos à saúde das crianças, e da população em geral que reside próximo ao parque, ou que utilizava o mesmo para descanso ou recreação.

A área em questão pertence a massa falida da Saturnia, sendo adjacente ao local onde os resíduos de bateria com chumbo foram enterrados. Para este estudo, foi considerada apenas a parcela do parque que abriga árvores isoladas, a qual possui uma área de 594 m². A porção do parque com vegetação mais densa não foi levada em consideração, visto que a mesma não era acessada pela população. Para a realização deste trabalho, a área de estudo foi dividida em três unidades de decisão (UD's), sendo que as UD's 01 e 02 contaram cada uma com 225 m², enquanto a UD 03 possuiu 144 m².

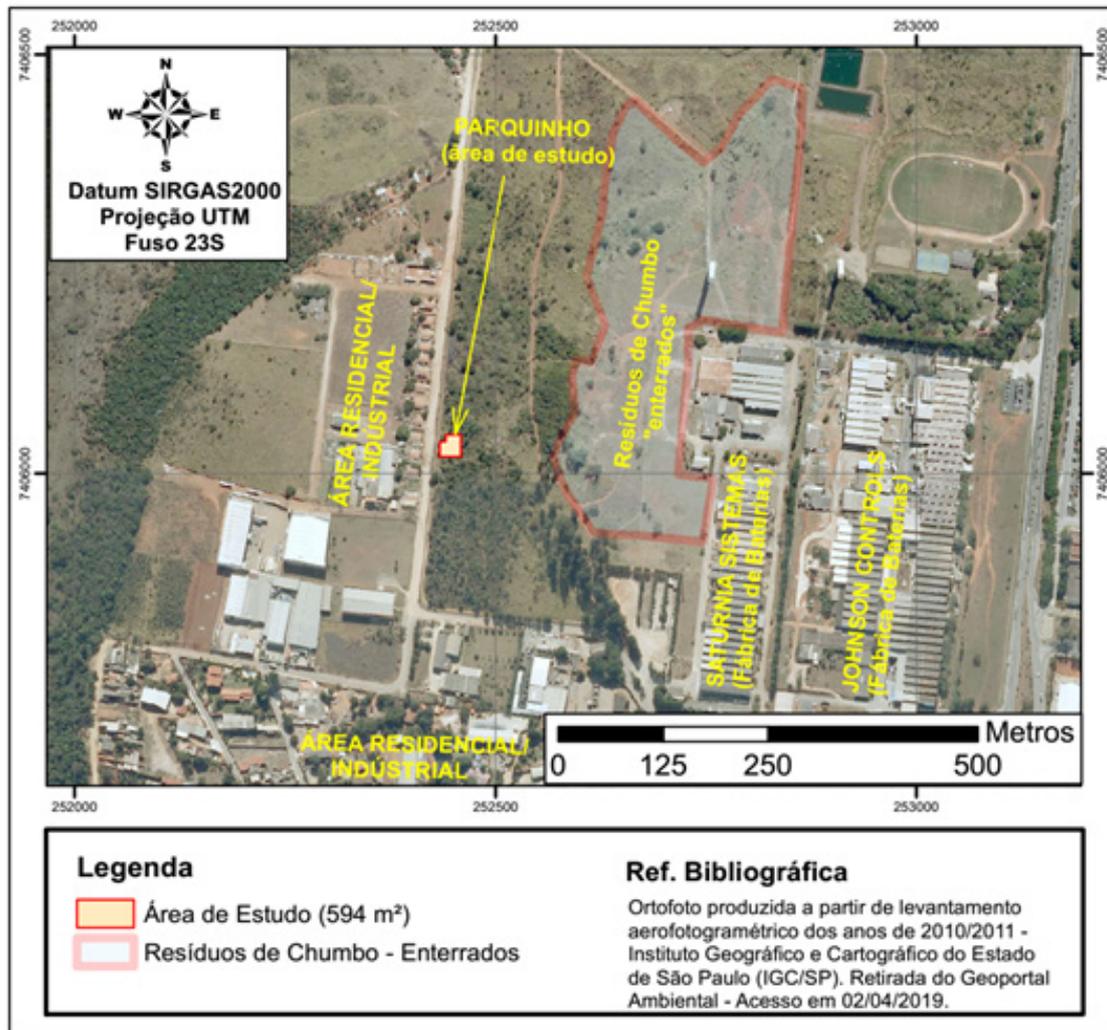
A Figura 01 indica o formato da área e das respectivas unidades de decisão, enquanto as Figuras 02 e 03 ilustram a área de estudo.

Figura 01: Dimensões (em metros) da área de estudo e das respectivas unidades de decisão.



Fonte: Elaborado pelos autores

Figura 02: Área de estudo e seu entorno.



Fonte: Elaborado pelos autores

Figura 03: Área frontal do parquinho.



Fonte: Os autores

Uma vez definidas, cada uma das três unidades de decisão foi subdividida em 30 “células”, ressaltando que a coleta dos incrementos e das amostras em duplicata e triplicata se deu em cada uma destas subdivisões.

Como pode-se notar na Figura 01, as UD’s 01 e 02 possuíam 3 fileiras com 10 células, enquanto a UD 03 possuiu 2 fileiras com 15 células. Vale salientar também que as células das duas primeiras UD’s possuíam 7,5 m² (dimensões 3,0 m x 2,5 m), já as da UD 03 possuíam 4,8 m² (dimensões 4,0 m x 1,2 m).

Para promover a divisão das unidades de decisão e das respectivas células, foi construído um gabarito constituído por linhas e estacas de madeira, como indicado na Figura 04.

Figura 04: Representação de parte do gabarito construído.



Fonte: Os autores

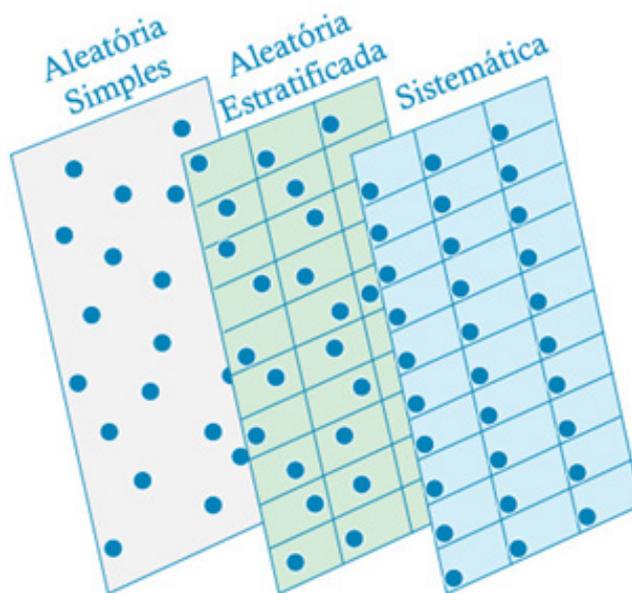
Após a construção do gabarito, foi iniciada a amostragem de solo, que se deu com o uso de um amostrador em aço inox cilíndrico, com 4 cm de diâmetro por 20 cm de altura. A coleta dos incrementos aconteceu por meio da cravação do amostrador até uma profundidade de 8 cm do solo.

Para efetuar a coleta dos incrementos foi utilizada uma metodologia denominada amostragem sistemática.

Esta metodologia determina que a coleta dos incrementos deve ocorrer em uma malha com espaçamento definido, sendo que o ponto inicial de amostragem pode se dar aleatoriamente dentro da unidade de decisão (HAVAÍ, 2016).

O Gabinete de Avaliação de Perigos e Resposta a Emergências, do Departamento da Saúde do Estado do Havai (HAVAÍ, 2016), indica que a aplicação da amostragem sistemática tem gerado dados mais compatíveis com a realidade das áreas investigadas do que a amostragem aleatória e a amostragem aleatória estratificada. Convém destacar, que na amostragem aleatória, a localização dos incrementos é definida sem observar um padrão, e na amostragem aleatória estratificada a coleta dos incrementos é efetuada nas malhas (células) que compõem a UD, mas diferentemente da amostragem sistemática, o espaçamento entre os incrementos não é fixo. A Figura 05 demonstra uma representação dessas metodologias de amostragem.

Figura 05: Metodologias de amostragem dos incrementos.



Fonte: Elaborado pelos autores

Para este estudo, a metodologia de amostragem sistemática também foi aplicada nas coletas em duplicata e em triplicata.

As amostragens começaram a ser realizadas a partir da UD 01, com a coleta dos incrementos iniciando-se sempre nas extremidades das unidades de decisão, e o espaçamento entre os mesmos mantendo-se fixo ao longo de toda a UD.

Uma vez coletados, os incrementos foram acondicionados em uma bandeja de polietileno (PE).

Após a coleta dos 30 incrementos na unidade de decisão, o solo foi peneirado e encaminhado para outra bandeja de polietileno. Para realizar esta atividade, foi utilizada uma peneira granulométrica com malha em inox de 1 mm.

Em sequência, o solo peneirado foi espalhado ao longo da bandeja, formando uma camada com espessura inferior a 1 cm.

Feita esta distribuição, o solo foi dividido em 30 partes iguais, a fim de possibilitar a subamostragem, a qual foi realizada através da coleta de 30 alíquotas de aproximadamente 3 gramas, utilizando uma colher em aço inox apropriada para laboratório e para o manuseio de amostras.

O solo subamostrado, composto pelas 30 alíquotas, foi colocado em um frasco sem preservante fornecido pelo laboratório, e em sequência as amostras foram armazenadas sob uma temperatura de $4^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$.

Os procedimentos supracitados (coleta dos incrementos, peneiramento, espalhamento, subamostragem e refrigeração da amostra) foram efetuados nas 3 unidades de decisão, e aplicados inclusive para as amostras em duplicata e triplicata.

Foram obtidas ao todo 9 amostras de solo neste trabalho, as quais foram denominadas como UD 01-A, UD 01-B, UD 01-C, UD 02-A, UD 02-B, UD 02-C, UD 03-A, UD 03-B, UD 03-C.

Em relação a nomenclatura, o número indica a unidade de decisão (01, 02 ou 03) onde a amostra foi coletada, e a letra demonstra se a amostra é referente a primeira coleta dentro da UD (representada pela letra A), ou se é relativa a amostra em duplicata (letra B) ou em triplicata (letra C).

As nove amostras de solo foram enviadas para o laboratório, acompanhadas da respectiva cadeia de custódia.

As análises foram realizadas pelo laboratório Eurofins Anatech, que é devidamente acreditado pelo INMETRO através da certificação ABNT NBR ISO/IEC 17025.

O único contaminante analisado neste estudo foi o parâmetro chumbo, cuja metodologia analítica utilizada pelo laboratório foi o USEPA 6010C:2007.

O teor de sólidos também foi analisado nas amostras de solo, utilizando para tanto a metodologia USEPA 3550C:2007.

As Figuras 06 a 09 ilustram as ferramentas e procedimentos utilizados durante os trabalhos de amostragem na área de estudo.

Figura 06: Peneira granulométrica, amostrador em aço inox, marreta para cravação, e luva de procedimento utilizadas durante os trabalhos de amostragem em campo.



Fonte: Os autores

Figura 07: Cravação do amostrador e acondicionamento do solo em bandeja.



Fonte: Os autores

Figura 08: Peneiramento da amostra de solo.



Fonte: Os autores

Figura 09: Divisão e subamostragem do solo na bandeja.



Fonte: Os autores

4. Resultados e discussão

Os resultados analíticos foram expressos através de nove relatórios de ensaio emitidos pelo laboratório Eurofins Anatech. Cada relatório apresenta a concentração de chumbo, e o teor de sólidos relativos a apenas uma amostra de solo.

As tabelas em sequência apresentam os resultados das análises.

Tabela 01 – Concentração de chumbo nas amostras de solo.

Identificação da Amostra	Concentração de Chumbo (mg/kg)	Limite de Quantificação - L.Q (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ¹ (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ¹ (mg/kg) Cenário Residencial	Número do Relatório - Eurofins Anatech
UD 01 - A	60,8	2,18	72	240	8996/2019-1.0
UD 01 - B	61,3	2,20			8997/2019-1.0
UD 01 - C	55,2	2,21			8998/2019-1.0
UD 02 - A	68,8	2,29			8999/2019-1.0
UD 02 - B	46,9	2,27			9000/2019-1.0
UD 02 - C	65,6	2,25			8992/2019-1.0
UD 03 - A	70,6	2,27			8993/2019-1.0
UD 03 - B	80,0	2,26			8994/2019-1.0
UD 03 - C	75,9	2,28			8995/2019-1.0

Fonte: Os autores

(1) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB.

Tabela 02 – Teor de sólidos nas amostras de solo

Identificação da Amostra	Teor de Sólidos (%)	Limite de Quantificação - L.Q (%)	Número do Relatório de Ensaio - Eurofins Anatech
UD 01 – A	91,8	0,03	8996/2019-1.0
UD 01 – B	90,8		8997/2019-1.0
UD 01 – C	90,7		8998/2019-1.0
UD 02 – A	87,4		8999/2019-1.0
UD 02 – B	88,1		9000/2019-1.0
UD 02 – C	89,0		8992/2019-1.0
UD 03 – A	88,3		8993/2019-1.0
UD 03 – B	88,4		8994/2019-1.0
UD 03 – C	87,8		8995/2019-1.0

Fonte: Elaborado pelos autores

A partir dos resultados obtidos, nota-se que a concentração de chumbo em todas as amostras foi inferior ao valor de intervenção para um cenário de ocupação residencial.

Apesar de não constar na tabela 01, ressalta-se também que todas as amostras de solo apresentaram concentrações de chumbo menores que os valores de intervenção para os cenários agrícola e industrial, os quais também são estabelecidos pela Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB, e cujos valores são de 150 mg/kg e 4400 mg/kg, respectivamente.

Quanto ao cenário de ocupação, convém salientar que os parques ou áreas de recreação não possuem valores de intervenção (VI) ou valores de prevenção (VP) específicos. Assim, neste estudo, foi escolhido o VI e VP relativos ao cenário residencial, uma vez que as pessoas que residem ao redor do parque de recreação, estão mais expostas ao solo com suspeita de contaminação. Além disso, a ausência de atividades industriais, comerciais e agrícolas no parque, não justifica a escolha de outro cenário de ocupação dentre os que estão disponíveis na Decisão de Diretoria nº 256/2016/E da CETESB.

No que se refere ao valor de prevenção (VP) no cenário residencial, foi observado a superação do seu valor nas amostras UD 03-B e UD 03-C. Além disso, como pode ser observado na tabela 01, a amostra UD 03-A apresentou concentração bem próxima ao VP.

Todavia, apesar de ser um sinal de alerta, a superação do valor de prevenção não representa risco iminente à saúde humana, e nem tampouco é suficiente para classificar a área como contaminada.

Pelo Decreto 59.263 de 2013, o valor de prevenção representa a “Concentração de determinada substância acima da qual podem ocorrer alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea”.

Avaliação da representatividade dos resultados

A precisão dos dados obtidos com a amostragem multi-incremento, deve ser avaliada através da comparação dos resultados analíticos dentro da mesma unidade de decisão (HAVAÍ, 2016).

A coleta de amostras em triplicata já é suficiente para promover uma avaliação estatística dos dados, a qual pode se dar por meio do cálculo do desvio padrão amostral (DESVPAD) ou do desvio padrão relativo (DPR), sendo este último parâmetro mais adequado e específico para avaliar os resultados obtidos na amostragem multi-incremento (HAVAÍ, 2016).

O Gabinete de Avaliação de Perigos e Resposta à Emergências do Departamento da Saúde do Estado do Havaí, indica que o cálculo do DESVPAD e do DPR reflete a soma dos erros associados a coleta e processamento das amostras de solo, com o erro analítico do laboratório (HAVAÍ, 2016).

As metodologias para aplicação e avaliação da amostragem multi-incremento desenvolvidas pelo ITRC, pelo Departamento da Saúde do Havaí, e pelo Departamento de Conservação Ambiental do Alasca, indicam que um desvio padrão relativo (DPR) menor que 35% representa uma boa precisão dos dados, e que os métodos analíticos e de amostragem foram adequados.

Por outro lado, um desvio padrão relativo maior que 35% está associado a erros ocorridos durante a coleta e/ou análise das amostras. Nestes casos, faz-se necessário uma revisão dos procedimentos efetuados em campo ou no laboratório, a fim de identificar melhorias para investigações futuras (HAVAÍ, 2016).

A avaliação dos dados obtidos com a amostragem multi-incremento, deve se dar de modo específico para cada projeto de investigação, sendo que um DPR maior que 35% pode exigir uma nova campanha de amostragem (ALASCA, 2009), ou a aplicação de outros métodos estatísticos para auxiliar a tomada de decisão, o que inclui o cálculo do limite superior de confiança - UCL 95% (HAVAÍ, 2016).

O desvio padrão relativo (DPR) é dado pela divisão entre o desvio padrão amostral (DESVPAD) e a média aritmética das replicatas em uma unidade de decisão. Como o DPR é expresso em porcentagem, é necessário multiplicar o resultado desta divisão por 100 (HAVAÍ, 2016).

Na tabela 03 constam os resultados dos parâmetros estatísticos calculados para avaliar a representatividade dos dados nas três unidades de decisão. Para facilitar o entendimento acerca dos resultados obtidos, as equações associadas ao cálculo de cada um destes parâmetros são apresentadas em sequência.

Média Aritmética:

$$\bar{x} = \frac{\sum x_i}{n}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

\bar{x} = Média aritmética.

$\sum X_i$ = Somatório da concentração de chumbo nas três replicatas em cada unidade de decisão.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

Desvio Padrão Amostral:

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

S = Desvio padrão amostral.

\bar{X} = Média aritmética.

Xi = Concentração de chumbo nas três replicatas em cada unidade de decisão.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

Desvio Padrão Relativo (DPR):

$$\text{DPR} = \frac{S}{\bar{X}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

S = Desvio padrão amostral.

\bar{X} = Média aritmética.

Tabela 03 – Dados estatísticos em cada unidade de decisão

Identificação da Unidade de Decisão	Média Aritmética das Amostras em Replicata (mg/kg)	Desvio Padrão Amostral entre as Replicatas - DESVPAD (mg/kg)	Desvio Padrão Relativo - DPR (%)
UD 01	59,10	3,39	5,73
UD 02	60,43	11,83	19,57
UD 03	75,50	4,71	6,24

Fonte: Elaborado pelos autores

A partir dos dados presentes na tabela 03, pode-se constatar que o desvio padrão relativo foi inferior a 35% em todas as unidades de decisão, indicando a boa precisão e representatividade dos dados nas respectivas UD's.

Cálculo do Limite Superior de Confiança – UCL 95%

A partir de um conjunto de dados, o UCL 95% representa o valor com 95% de chance de ser igual ou maior a média aritmética verdadeira (CONNECTICUT, 2014).

No caso da amostragem multi-incremento, é impossível determinar com exatidão a concentração média de um contaminante em uma unidade de decisão, mesmo que todos os procedimentos de coleta, processamento e análise da amostra tenham sido devidamente

observados (ITRC, 2012). Neste sentido, o UCL 95% assume uma importância significativa para a tomada de decisão, já que o valor obtido neste cálculo é válido estatisticamente, e indica a concentração com 95% de probabilidade de ser maior ou igual a concentração média real na área estudada, o que diminui as chances da concentração verdadeira no local de estudo estar sendo subestimada.

O cálculo do UCL 95% pode ser efetuado através dos métodos "T de Student" ou Chebyshev. O método "T de Student" deve ser utilizado quando a variabilidade dos dados (expresso pelo desvio padrão e desvio padrão relativo) for baixa, enquanto que o método de Chebyshev é aplicado quando a variabilidade dos dados for alta ou desconhecida. Ambos os métodos tendem a superestimar a concentração média verdadeira de um contaminante, mas no método de Chebyshev a superestimativa é mais acentuada (ITRC, 2012).

O manual técnico desenvolvido pelo Departamento da Saúde do Estado do Havaí (HAVAÍ, 2016), dispensa o cálculo do UCL 95% nas situações onde o desvio padrão relativo é menor ou igual a 35%. Por outro lado, este documento indica que se for necessário efetuar este cálculo para fins de avaliação de risco ou outros propósitos, nas UD's com DPR ≤ 35%, deverá ser utilizado o método "T de Student".

Assim, considerando que o objetivo deste trabalho consiste em verificar a existência de risco à população, julgou-se conveniente promover o cálculo do UCL 95% utilizando o método "T de Student". A realização do cálculo pelo método "T de Student" ocorreu através da planilha que o ITRC desenvolveu especificamente para este fim, a qual está presente no guia que este instituto elaborou para orientar a aplicação da metodologia multi-incremento. Todavia, apesar dos resultados terem sido obtidos pela planilha desenvolvida pelo ITRC, em seqüência está descrita a equação que permite o cálculo do UCL 95%:

$$UCL\ 95\% = \bar{x} + T\ de\ Student\ (95\%) \times \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Fonte: Adaptado de Havaí (2016)

Onde,

\bar{X} = Média aritmética.

T de Student considerando 3 replicatas e um nível de confiança de 95% = 2,92.

S = Desvio padrão amostral.

n = Quantidade de replicatas em cada unidade de decisão, que para este estudo foram 3.

A tabela 04 contém os valores do UCL 95% nas 3 unidades de decisão.

Tabela 04 – Valores do UCL 95% nas unidades de decisão

Identificação da Unidade de Decisão	UCL 95% ¹ (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ² (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ² (mg/kg) Cenário Residencial
UD 01	64,81	72	240
UD 02	80,38		
UD 03	83,45		

Fonte: Elaborado pelos autores

(1) Valores calculados pelo método "T de Student" a partir da planilha desenvolvida por ITRC (2012)

(2) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB

De acordo com os resultados apresentados na tabela 04, é possível identificar que, tal como esperado, os valores do UCL 95% superaram as concentrações médias e individuais de chumbo em todas as unidades de decisão. Isso ocorre pois, como comentado, o UCL 95% tende a superestimar a concentração de contaminantes na área de estudo.

Em contrapartida, mesmo sendo uma superestimativa, os valores do UCL 95% não ultrapassaram os valores de intervenção para nenhum cenário de ocupação, inclusive para o residencial, que é o cenário aplicável para este estudo.

O valor de prevenção, por sua vez, foi superado pelo valor do UCL 95% nas UD's 02 e 03, o que exige atenção e monitoramento, mas não significa que a área está contaminada, ou que representa risco iminente à saúde humana.

Cálculo dos riscos à saúde humana a partir dos resultados obtidos

O cálculo dos riscos à saúde humana se deu com a utilização da "Planilha de Avaliação de Risco para Residentes em Áreas Urbanas" desenvolvida pela CETESB.

Nesta planilha, é possível calcular o risco carcinogênico e não carcinogênico (toxicológico) a partir dos resultados obtidos nas amostras de solo. Ressalta-se também, que a planilha da CETESB leva em consideração vários parâmetros e ponderações, o que dificulta, ou mesmo impossibilita estabelecer uma equação para promover o cálculo do risco.

No Estado de São Paulo, a CETESB estabelece que o risco carcinogênico aceitável é de no máximo 1×10^{-5} , ou seja, 1 caso de câncer para cada 100.000 (cem mil) pessoas expostas. Em relação ao risco toxicológico, a avaliação é feita através do quociente de risco, cujo limite de aceitação é de no máximo 1 (CETESB, 2017).

O quociente de risco é a razão entre a quantidade de contaminante que ingressa no organismo e a dose de referência (RfD).

Entende-se como dose de referência, a quantidade de contaminante que uma população humana pode ficar exposta, sem estar sujeita a nenhum efeito adverso ao longo de uma vida inteira de exposição (KOLESNIKOVAS; DUARTE, 2002).

Como o quociente de risco admissível é de no máximo 1, percebe-se que a quantidade de contaminante que pode ingressar no organismo do ser humano, deve ser menor ou no máximo igual a dose de referência.

Quanto ao cálculo dos riscos à saúde humana, este estudo aplicou na planilha de cálculo desenvolvida pela CETESB, os valores do UCL 95% de cada unidade de decisão, visto que este parâmetro tende a representar o pior cenário de contaminação na área.

Para efetuar o cálculo dos riscos, foram considerados os cenários de inalação de partículas, contato dérmico e ingestão, todos eles a partir do solo superficial, sendo desprezados portanto os outros compartimentos do meio físico (água e solo subsuperficiais), devido a não aplicabilidade neste estudo.

Em relação aos parâmetros do meio físico que constam na planilha de avaliação de riscos, foram mantidos os valores padrões pré-estabelecidos pela CETESB.

A tabela 05 apresenta os valores de risco para o parâmetro chumbo em crianças e adultos.

Tabela 05 – Cálculo do risco oriundo da exposição ao chumbo em solo superficial

Unidade de Decisão	Efeito	Risco por Cenário ⁽¹⁾					
		Adultos			Crianças		
		Inalação de Partículas	Contato Dérmico	Ingestão	Inalação de Partículas	Contato Dérmico	Ingestão
UD 01	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	2,47x10 ⁻²	ND	ND	2,30x10 ⁻¹
UD 02	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	3,06x10 ⁻²	ND	ND	2,85x10 ⁻¹
UD 03	Carcinogênico	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Não Carcinogênico	ND	ND	3,18x10 ⁻²	ND	ND	2,96x10 ⁻¹

Fonte: Elaborado pelos autores

Legenda: ND – não disponível

(1) Valores de risco calculados pela planilha desenvolvida por CETESB (2013)

Como pode ser constatado na tabela 05, os valores de risco para os efeitos não carcinogênicos em um cenário de ingestão de solo superficial, foram inferiores a 1 (um), ou seja, não ultrapassaram o quociente admissível para os riscos toxicológicos ou não carcinogênicos.

Neste sentido, a concentração atual de chumbo na superfície do parque de recreação, não é capaz de proporcionar efeitos tóxicos decorrentes da ingestão pontual de solo, tanto em adultos como em crianças.

Os riscos não carcinogênicos para inalação de partículas e contato dérmico, e os riscos carcinogênicos para os três cenários de exposição presentes na tabela 05, resultaram em um valor de risco não disponível (ND). Isso significa que os estudos existentes até o momento, não descobriram ou associaram efeitos carcinogênicos ou toxicológicos, devido ao contato com o chumbo nestes cenários de exposição.

Convém salientar que este estudo se limitou ao cálculo de risco à saúde humana, uma vez que as pessoas que acessavam o parque de recreação, ou que moram em seu entorno, são os principais receptores. Assim, a avaliação de risco ecológico não foi efetuada, uma vez que a área de estudo está situada em área urbana e industrial, sendo que a DECISÃO DE DIRETORIA Nº 038/2017/C da CETESB, estabelece que este tipo de avaliação deve ser realizada quando há um ecossistema natural sob influência de uma área contaminada que encontra-se sob investigação (CETESB, 2017).

Cálculo da concentração máxima aceitável - CMA

A concentração máxima aceitável (CMA) é o valor cuja superação repercute na necessidade de implementar medidas de intervenção (CETESB, 2017).

O valor da CMA também representa a concentração limite de um determinado contaminante, acima do qual é constatado a existência de risco para a saúde humana.

A concentração máxima aceitável também é calculada a partir da planilha de avaliação de riscos desenvolvida por CETESB (2013), assim, as variáveis e ponderações presentes na planilha impossibilitam o estabelecimento de uma equação para efetuar o cálculo da CMA.

Na tabela 06, são apresentados os valores das CMA's calculados pela planilha de avaliação de riscos da CETESB. Para este cálculo, foi considerando apenas a ingestão de solo superficial em adultos e crianças, pois estes foram os únicos cenários onde os riscos foram quantificados pela avaliação de risco, cujos resultados encontram-se na tabela 05.

Tabela 06 – Comparação dos valores do UCL 95% em cada UD com a concentração máxima aceitável considerando a ingestão de solo superficial

Unidade de Decisão	Valor do UCL 95 % (mg/kg)	Valor de Prevenção - VP ² (mg/kg)	Valor de Intervenção - VI ² (mg/kg) Cenário Residencial	Concentração Máxima Aceitável (mg/kg) ⁽¹⁾ (Parâmetro chumbo)	
				Ingestão de Solo - Criança	Ingestão de Solo - Adulto
UD 01	64,81	72	240	282	2630
UD 02	80,38				
UD 03	83,45				

Fonte: Elaborado pelos autores

(1) Concentrações calculadas pela planilha desenvolvida por CETESB (2013)

(2) Valores obtidos da Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E da CETESB

Os resultados apresentados na tabela 06, indicam que os valores do UCL 95% estão consideravelmente abaixo das CMA's calculadas tanto para adultos como para crianças. Em outras palavras, é possível afirmar que a maior concentração de chumbo provável em cada U.D, representada pelo UCL 95%, é muito inferior a menor concentração capaz de proporcionar riscos para a saúde humana, que por sua vez é indicada pela CMA.

6. Conclusões

As análises do solo amostrado através metodologia multi-incremento na área do parque de recreação (parquinho), indicam que as concentrações de chumbo estão abaixo do valor de intervenção (VI) estabelecido para o cenário de ocupação residencial, que se enquadra como a situação aplicável para este estudo.

Todavia, e como já destacado, as concentrações de chumbo nas amostras analisadas, também ficaram abaixo dos valores de intervenção fixados para os outros cenários propostos pela Decisão de Diretoria nº 256/2016/E da CETESB.

A precisão e representatividade dos resultados deste estudo, se deu através do cálculo do desvio padrão relativo (DPR), cujos resultados foram substancialmente menores que 35% nas 3 unidades de decisão (UD's) avaliadas.

O fato das concentrações de chumbo serem menores que o valor de intervenção em todas as amostras de solo, aliado ao baixo desvio padrão relativo nas UD's, já seriam suficientes para descartar a presença de risco expressivo decorrente da exposição ao chumbo na área do parque, uma vez que conforme estabelecido pelo Decreto nº 59.263/2013, os riscos potenciais, diretos e indiretos à saúde humana, ocorrem após a superação do VI.

Porém, para corroborar a afirmação acerca da ausência de riscos, foi efetuado o cálculo do limite superior de confiança – UCL 95%, em todas as unidades de decisão, sendo que os resultados obtidos se situaram abaixo do valor de intervenção para o parâmetro chumbo, no cenário residencial, e nas 3 UD's. Também foi observado que os valores do UCL 95%, não superaram os valores de intervenção para o chumbo estabelecidos nos cenários industrial e agrícola.

Como já sinalizado, o limite superior de confiança representa o valor com 95% de probabilidade de ser maior ou igual a concentração média verdadeira de contaminantes. Assim, a possibilidade deste estudo ter subestimado a concentração real de chumbo na área, é extremamente remota.

No que tange ao cálculo dos riscos, que foi efetuado a partir dos valores do UCL 95%, a planilha da CETESB quantificou somente os riscos toxicológicos para crianças e adultos, decorrentes da ingestão de solo. Em ambos os casos, o quociente de risco calculado foi menor que o limite estabelecido pela Decisão de Diretoria 038/2017/C, não configurando risco portanto.

Neste sentido, baseando-se no estudo realizado e nas informações supracitadas, é possível concluir que o solo superficial no parquinho não oferece riscos iminentes e significativos à saúde da população que mora ao entorno do parque, ou que utilizava o mesmo para recreação.

Salienta-se contudo que esta conclusão é limitada ao parâmetro chumbo no solo superficial, não sendo analisados os riscos associados a outros contaminantes que eventualmente estejam presentes no local.

A concentração e distribuição de chumbo em subsuperfície, e a sua inter-relação com os outros compartimentos do meio físico, especialmente com o aquífero freático, também não foram estudados.

Por outro lado, entende-se que o chumbo é a principal substância química de interesse (SQI) na área do parque, e que a exposição a este contaminante ocorre preponderantemente através do contato com o solo superficial, sendo que estas foram as razões que motivaram a abordagem apresentada neste estudo.

Agradecimentos

Aos professores Eng.º Marcos Tanaka Riyis, e Eng.º Rodrigo César de Araújo Cunha do Curso de Pós-graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas do Centro Universitário Senac pela orientação, apoio e articulação com as parcerias firmadas com a universidade.

Ao laboratório Eurofins Anatech que promoveu as análises das amostras de solo.

A Éllu Ambiental, especialmente ao seu Diretor Técnico, o Eng.º Renan Sanzoni, pela disponibilização do amostrador de solo, e por compartilhar conhecimentos teóricos e práticos fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Vereador do município de Sorocaba, João Donizeti Silvestre, pelo incentivo e articulação quanto a liberação do acesso à área de estudo.

Ao Dr. Pedro de Souza Vicentin pela assessoria jurídica prestada para a realização do trabalho.

Referências

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Toxicological Profile for Lead (Update). Atlanta – EUA. 2007

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria 038/2017/C. São Paulo. Disponível em: <[http:// www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf](http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf)>. Acesso em 02 de fev.2019.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria 256/2016/E. São Paulo. Disponível em: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>>. Acesso em 08 de fev.2019.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Ficha de Informação Toxicológica (FIT) - Chumbo e seus compostos. 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wpcontent/uploads/sites/24/2013/11/Chumbo.pdf>>. Acesso em: 26 fev. 2019.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Planilhas para Avaliação. 2013. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/planilhas-para-avaliacao/>>. Acesso em: 22 mar. 2019.

CIANTELLI, Gabriela Kristensen; MAXIMIANO, Alexandre Magno de Souza; MANTOVANI, Juliana; SANTOS, Jacilene Vieira dos; RIYIS, Marcos Tanaka. Amostragem de solo multi-incremento e direcionada aplicadas em área com Bifenilas Policloradas (PCBs). Interfacehs – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade, São Paulo, v. 10, n. 1, p.53-65, jun. 2015.

CUNHA, Rodrigo César de Araújo. Avaliação de risco em áreas contaminadas por fontes industriais desativadas - Estudo de caso. 1997. 165 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

EPA. United States Environmental Protection Agency (EUA). Learn about lead. 2018. Disponível em: <<https://www.epa.gov/lead/learn-about-lead>>. Acesso em: 01 mar. 2019.

FERNANDES, Josely Dantas; DANTAS, Edilma Rodrigues Bento; BARBOSA, Juliana Nóbrega; BARBOSA, Edimar Alves. Estudo de impactos ambientais em solos: o caso da reciclagem de baterias automotivas usadas, tipo chumbo-ácido. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, Taubaté, v.7, n 1, p.231-255, abr.2011.

FIGUEIREDO, Flávia de Vasconcellos. Avaliação da contaminação do solo por metais provenientes de indústrias recicladoras de chumbo. 2004. 122 f. Dissertação (Mestrado). Curso de Mestrado em Engenharia Industrial. Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Bauru, 2004.

HENRIQUE, Raquel; GUIMARÃES, Raul Borges; FONSECA, Elivelton da Silva. Contaminação Ambiental por Chumbo em Caçapava-SP. Caminhos de Geografia, Uberlândia, v. 15, p. 37-49, jun.2014.

ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (EUA). Incremental sampling methodology. Disponível em: <https://www.itrcweb.org/ism-1/Executive_Summary.html>. Acesso em: 21 fev. 2019.

ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL (EUA). UCL Calculation Method. Disponível em: < https://www.itrcweb.org/ism-1/4_2_2_UCL_Calculation_Method.html >. Acesso em: 23 mar. 2019.

KOLESNIKOVAS, Celso; DUARTE, U. Avaliação de Risco à Saúde Humana Utilizando-se Frações de Hidrocarbonetos Totais De Petróleo. In: XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 2002, São Paulo. Anais... . p. 1 - 12.

LIMA, Suzy Darley de; OLIVEIRA, Andrea Ferreira de; GOLIN, Rossean; CAIXETA, Danila Soares; LIMA; Zoraidy Marques de; MORAIS, Eduardo Beraldo de. Gerenciamento de áreas contaminadas por postos de combustíveis em Cuiabá, Mato Grosso, Brasil. Ambiente e água, Taubaté, v. 12, n. 2, p.299-315, abr. 2017.

PESSOA, Andreia Preciosa Lopes. Estudo da Remobilização de Metais de Sedimentos Contaminados na Bacia Hidrográfica do Rio Minho. 2011.38 f. Mestrado Integrado em Engenharia Química. Universidade do Porto, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 59263, de 05 de junho de 2013. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Poder Executivo, São Paulo, SP, 06 jun.2013.Seção 1, p.3.

SATO, Cintia Helena; ARAÚJO, Ramon Veras Veloso; TRINDADE, Roberto Barros Emery. Estudo da dessulfurização da pasta de baterias automotivas visando a recuperação de chumbo. Série Anais da IX Jornada de Iniciação Científica CETEM, 2001. Disponível em: <<http://www.cetem.gov.br/component/k2/item/790-estudo-da-dessulfurizacao-da-pasta-de-baterias-automotivas-visando-a-recuperao-de-chumbo/>> Acesso em: 05 mar. 2019.

SILVA, Benedito Célio Eugênio; TEIXEIRA, Juliana Ayres de A. B. Economia Mineral: Chumbo. Disponível em:< <http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/outras-publicacoes-1/4-2-chumbo>>.

State Of Alaska Department Of Environmental Conservation – Alaska DEC. Draft Guidance on Multi Increment Soil Sampling. Alaska – EUA. 2016.

State of Connecticut Department of Energy and Environmental Protection. Guidance for Calculating the 95% Upper Confidence Level for Demonstrating Compliance with the Remediation Standard Regulations. Connecticut – EUA.2014

State Of Hawaii Department Of Health, Office of Hazard Evaluation and Emergency Response – HEER TGM. Technical Guidance Manual for the Implementation of the Hawaii State Contingency Plan, Section 4: Soil Sample Collection Approaches. Hawaii – EUA. 2016.

TV TEM (Sorocaba) (Ed.). Laudo aponta contaminação em parquinho e horta próximos a garimpo ilegal de chumbo em Sorocaba. 2018. Disponível em: <<https://g1.globo.com/sp/sorocaba-jundiai/noticia/2018/08/26/laudo-aponta-contaminacao-em-parquinho-e-horta-proximos-a-garimpo-ilegal-de-chumbo-em-sorocaba.ghtml>>. Acesso em: 22 jan. 2019.

TV TEM (Sorocaba) (Ed.). Terreno de antiga fábrica de baterias vira garimpo de chumbo no interior de SP. 2018. Disponível em: < <https://g1.globo.com/sp/sorocaba-jundiai/noticia/2018/08/19/terreno-de-antiga-fabrica-de-baterias-vira-garimpo-de-chumbo-no-interior-de-sp.ghtml>>. Acesso em: 10 jan. 2019.

Preservação física e química de amostras de solo para análise de compostos orgânicos voláteis

Physical and chemical preservation of soil samples for analysis of volatile organic compounds

Aline Abreu Neves, Letícia Gemignani do Amaral, Marcos Tanaka Riyis, Rodrigo Cesar de Araujo Cunha

Centro Universitário SENAC

Pós-Graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas

aaneves.eng@gmail.com; amaral.gemignani@gmail.com; marcos@ecdambiental.com.br; rodrigo.cacunha@sp.senac.br

Resumo. O objetivo deste estudo foi comparar os métodos de preservação físico e químico para amostras de solos, estabelecidos na norma ABNT NBR 16.434:2015, avaliando as diferenças na extração de compostos orgânicos voláteis por água e metanol. Os resultados obtidos indicaram que as propriedades físico-químicas das substâncias de interesse possuem grande influência nos resultados, pois aquelas com maior solubilidade foram melhor extraídas nas amostras preservadas em água, enquanto que as com maior coeficiente de partição octanol-água e menor solubilidade obtiveram melhor extração quando preservadas em metanol. Notou-se também que substâncias detectadas nas amostras de solo preservadas em metanol foram reproduzidas nas mesmas amostras preservadas em água, porém a situação inversa não foi sempre observada. Concluiu-se que o uso de água como preservante é eficaz e um bom indicador da existência de contaminação, enquanto que a aplicação do metanol pode ser mais indicada para investigação de centros de massa e em etapas avançadas do gerenciamento de áreas contaminadas, como a investigação detalhada, avaliações de risco e remediação.

Palavras-chave: compostos orgânicos voláteis, organoclorados, preservação química e física, água, metanol.

Abstract. The objective of this study was to compare the physical and chemical preservation methods for soil samples, established in ABNT NBR 16.434: 2015, evaluating the differences in the extraction of volatile organic compounds by water and methanol. The results obtained showed that the physico-chemical properties of the substances of interest, have a great influence on the results, since those with higher solubility were better extracted in samples preserved in water, while those with higher octanol-water partition coefficient and lower solubility obtained better extraction when preserved in methanol. It was also noted that the substances detected in soil samples preserved in methanol were reproduced in samples preserved in water, however the inverse situation was not always observed. It was concluded that the use of water as a preservative is effective and a good indicator of contamination, while methanol application may be more indicated to hotspot investigation and in advanced stages of management of contaminated areas, such as detailed investigation, risk assessments and remediation.

Key words: volatile organic compounds, organochlorine, chemical and physical preservation, water, methanol.

InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio ambiente e Sustentabilidade
Vol. 15 no. 1 – Junho de 2020, 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

No cenário ambiental nacional, têm-se como destaque desde a década de 80 os primeiros problemas de passivos ambientais associados ao impacto sobre o solo e à água subterrânea, decorrentes do manuseio, armazenamento, transporte e disposição inadequados de substâncias químicas (MORAES et al., 2014; ROCCA et al., 2013), além do não conhecimento ou mesmo ausência de procedimentos adequados para manipulação de substâncias perigosas (CETESB, 2015).

Empregados em larga escala em atividades produtivas dos setores energéticos e petrolíferos, nas indústrias petroquímicas, químicas, metalúrgicas e produtoras de pesticidas, entre outras, os compostos orgânicos voláteis (COV) destacam-se devido sua presença em inúmeros sites contaminados (SCHMIDT, 2010).

Fazem parte deste grupo compostos como solventes aromáticos, hidrocarbonetos derivados de petróleo, solventes halogenados, dentre outros (SCHMIDT, 2010; ABNT, 2015; CETESB, 2015).

Estas substâncias, que ocorrem em fase gasosa, aquosa e livre (NAPL – non aqueous phase liquid), podem ser retidas no solo, passando a atuar como fonte secundária de contaminação para água subterrânea. Geralmente são persistentes no meio e classificadas como perigosas por serem tóxicas e/ou mutagênicas aos seres humanos, mesmo em concentrações traços. No solo, essas substâncias geralmente encontram-se próximas da região onde há ou esteve a fonte poluidora, tendo comportamento de migração associado às características do produto e da matriz. Quando atinge o nível d'água do aquífero freático, essas substâncias movem-se pela zona saturada em função das características do meio e das propriedades de cada substância, podendo ser identificadas em regiões diferentes daquelas em que a contaminação foi originada, se particionar para fase vapor e, como consequência, migrar de volta para a superfície (LYMAN et al., 1992; SIEGRIST, 1992; LIIKALA, et al., 1996).

Vapores de COV emanados à subsuperfície/superfície podem atingir receptores humanos por meio da inalação. Retidos pela fase sólida ou presentes na fase líquida podem ingressar o organismo, pela ingestão ou pelo contato direto, como por exemplo, se presentes em hortaliças comestíveis, ou quando expostos na superfície do solo, durante execução de obras civis de escavação e até mesmo em áreas destinadas à recreação (LYMAN et al., 1992; SIEGRIST, 1992; MINNICH, 1993; LIIKALA, et al., 1996).

No que diz respeito aos mecanismos de transporte, quando dispostos no meio, os compostos orgânicos voláteis, que se movem vertical e horizontalmente através de forças capilares, gravidade e pressões superficiais, tendem inicialmente a incorporarem-se na matéria orgânica do solo (úmido ou saturado), por rápida absorção. Em seguida, de forma mais lenta, sucede a sorção e difusão de COV nos poros e microporos presentes na matriz. Os mecanismos mais importantes no solo para COV são a difusão de vapor ou fase aquosa, advecção de vapor induzida pela densidade e advecção pela gravidade (SIEGRIST, 1992; MINNICH, 1993).

Características físico-químicas dos COV como pressão de vapor (PV) constante de Henry (KH), ponto de ebulição (PE), coeficientes de partição (octanol/água – Kow; carbono orgânico/água – Koc) e distribuição (Kd), solubilidade em água (S), densidade (d), peso molecular (PM), viscosidade, variam amplamente de composto para composto (MINNICH, 1993; SCHMIDT, 2010). Tais características, associadas às propriedades físicas (tamanho das partículas, porosidade, umidade, densidade aparente, condutividade hidráulica), químicas (carbono orgânico total, capacidade de troca catiônica, pH) e biológicas (cobertura vegetal, micro-organismos, bactérias, fungos, cianobactérias, entre outros) do solo, além dos fatores externos do ambiente como temperatura, umidade e pressão, afetarão diretamente as concentrações e a retenção de COV na matriz (LEWIS et al., 1991).

Pertinente à volatilidade do composto, tem-se a pressão de vapor (PV), que indica se o mesmo se comporta como volátil ($PV > 1 \text{ mm Hg}$) ou semivolátil ($10^{-10} \text{ mm Hg} < PV < 1 \text{ mm Hg}$) no meio. Dessa forma, quanto maior o valor da PV do composto, mais facilmente este será volatilizado da fase sólida ou líquida para fase vapor. A constante de Henry (KH), expressa pela razão entre a Pressão de Vapor (PV) do composto com seu limite molar da solubilidade em água ($20 < T < 25^\circ\text{C}$) ou então pela relação entre concentrações de um composto na fase vapor e líquida com a concentração na fase líquida tendendo a zero, indica que quanto maior a KH, mais volátil será o composto (LEWIS et al., 1991; SCHMIDT, 2010).

De acordo com LIIKALA et al. (1996), características como ponto de ebulição abaixo de 200°C e altas pressões de vapor, no caso de compostos aromáticos, acarretam em maiores volatilidades sob condições normais do ambiente.

Segundo MINNICH (1993), a água presente no solo retém os COV de acordo com a constante de Henry de cada um. Já os COV na fase vapor são absorvidos de 2 a 4 ordens de magnitude a mais pelos minerais presentes no solo seco do que no solo saturado.

Peso molecular (PM, g/mol) e densidade (d, g/cm³) estão diretamente relacionados. Quanto maior for o peso molecular de um composto maior será a densidade do mesmo. Compostos com densidade inferior à da água (LNAPL – light non aqueous phase liquid) tendem a ser encontrados de forma sobrenadante na zona saturada e em fase retida nos poros do solo não saturado e, principalmente, na região da franja capilar. Já compostos com densidade maior que da água (DNAPL – dense non aqueous phase liquid) possuem mobilidade vertical maior que os LNAPL e tendem a se acumular em zonas mais profundas do aquífero, como topos rochosos, porções de argilas compactas, etc. (SCHMIDT, 2010).

Dentre os coeficientes de partição, o Kow (partição água-octanol, mg COV / mg octanol) indica a hidrofobicidade de um composto orgânico, a partir da relação entre a concentração do composto em octanol (solvente orgânico imiscível em água) pela sua concentração em água. Compostos com valores elevados de Kow ($> 10^4$) possuem menor afinidade com água (hidrofóbicos) e tendem a incorporarem-se mais em álcool, já Kow inferior a 10^4 caracteriza os compostos como hidrofílicos (afinidade com água) (LEWIS et al., 1991; SCHMIDT, 2010).

O coeficiente de partição solo-água (Koc, mg VOC / mg C), remete à tendência de o composto adsorver-se na matéria orgânica presente no solo. Valores de Koc podem variar de 1 a 10.000.000. Quanto mais alto for o valor de Koc de um composto, este irá incorporar-se mais ao solo ou sedimento, indicando menor migração para o aquífero (LEWIS et al., 1991; DIAS et al., 1998).

A Tabela 1 apresenta, de forma resumida, características de alguns compostos orgânicos clorados.

Tabela 1. Característica físico-químicas de orgânicos clorados.

Substância	Pv	K _H (1)	d (1)	P _M (1)	Log K _{ow} (1)	K _{oc} (1)	S (1)	P _E
CV	2660 (2) (*25°C)	1,137	0,911	62,5	1,36	21,73	8800	-13,9 (4)
1,1-DCE	500 (2)	1,067	1,213	96,94	2,13	65	2420	31,9 (3)
Trans-1,2-DCE	180 (3)	0,167	1,257	96,94	2,06	38	4520	48 (4)
Cis-1,2-DCE	-	0,167	1,284	96,94	-	39,6	6410	60 (4)
1,1-DCA	180 (2)	0,230	1,176	98,96	1,79	53,4	5040	57,3 (3)
1,1,1-TCA	100 (3)	0,703	1,339	133,41	2,49	135	1290	71 - 81 (3)
TCE	60 (2)	0,403	1,464	131,39	2,42	94,3	1280	74 (4)
PCE	14,3 (3)	0,724	1,623	165,83	3,4	265	206	121 (4)

Legenda: CV – Cloreto de Vinila, 1,1-DCE – 1,1-Dicloroetano; Trans-1,2-DCE – Trans-1,2-Dicloroetano; 1,1-DCA – 1,1-Dicloroetano; Cis-1,2-DCE – Cis-1,2-Dicloroetano; 1,1,1-TCA – 1,1,1-Tricloroetano; TCE – Tricloroetano; PCE – Tetracloroetano Pv – Pressão de Vapor (à 20°C, mmHg); K_H – Constante de Henry; d – Densidade (g/cm³); P_M – Peso Molecular (g/mol); Log K_{ow} – Coeficiente de Partição octanol-água; K_{oc} – Coeficiente de Partição solo-água (L/kg); S – Solubilidade (mg/L água); PE – Ponto de Ebulição (°C).

Fontes: (1) CETESB, 2013; (2) LEWIS et al., 1991; (3) SIEGRIST, 1992; (4) CETESB, 2017.

De forma natural, os COV passam por processo de biodegradação tanto em condições aeróbicas como anaeróbicas do solo (SIEGRIST, 1992; MINNICH, 1993). Com a presença de oxigênio, derivados de petróleo são rapidamente biodegradados por micro-organismos, diferentemente dos compostos aromáticos halogenados (ex.: clorobenzeno, diclorobenzeno, pentaclorofenol, hexaclorobenzeno, PCB, etc.) onde o processo de biodegradação é mais lento. Em condição oposta, em meio anaeróbio e abiótico, compostos alifáticos halogenados (ex.: etanos e etenos clorados, metanos clorados, etc.) também sofrem a biodegradação, sendo que é observada tal ocorrência em solos com quantidade substancial de carbono biodegradável, ou por processo de co-metabolismo (CETESB, 1999; MINNICH, 1993).

Classifica-se o solo e/ou a água subterrânea como contaminados, quando evidenciados em processos diretos de investigação de passivos, como execução de sondagens e instalação de poços de monitoramento, a presença de produto/líquido em fase retida (solo) ou fase livre (água), ou quando após análise dos laudos analíticos laboratoriais gerados a partir da coleta de amostras de tais matrizes, as concentrações das substâncias químicas de interesse avaliadas, sejam quantificadas em concentrações superiores a valores de intervenção estabelecidos por órgãos ambientais regulamentadores (CETESB, 1999; ABNT, 2011).

A identificação qualitativa de COV no solo pode ser efetuada, dentre outras técnicas de screening, por meio da leitura de vapores orgânicos usando-se medidores de gases portáteis. Já a avaliação quantitativa de COV no solo, se dá pela análise química laboratorial de amostras coletadas durante a execução de sondagens (manual ou mecanizada). De acordo com o Procedimento de Amostragem de Solo – 6300, descrito no Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (CETESB, 1999), sendo este o método convencional para amostragem, o solo coletado, é inserido manualmente em frasco de boca larga com volume de 125 mL, sendo todo preenchido para evitar espaços vazios. A temperatura para

armazenamento deve permanecer entre $4 \pm 2^{\circ}\text{C}$ e a amostra deve ser analisada em até 14 dias. Ao chegar no laboratório, uma subamostragem é efetuada, onde cada frasco é aberto e uma parcela é extraída (5 g) para outro recipiente antes da análise (LIIKALA et al., 1996).

A problemática em questão, que trouxe à tona necessidades de mudanças e adequações em procedimentos de coleta para fins de quantificação de contaminação de COV no solo, gira em torno da perda de COV durante o procedimento convencional de coleta e armazenamento, e transporte de amostras que serão submetidas a análises laboratoriais de COV. Tal método remete à significativas perdas de COV, associadas à (1) volatilização, pois durante a coleta e manuseio do solo em campo, para inserção do mesmo em frascos de análise de COV, e preparação do solo para análise em laboratório, ocorre distúrbios da estrutura da matriz e exposição à atmosfera; e à (2) biodegradação, que geralmente ocorre em espaços vazios formados pelo solo no frasco durante a inserção do material. As perdas durante o armazenamento e transporte ocorrem devido às diferenças de pressão e temperatura locais (LEWIS et al., 1991; LIIKALA et al., 1996; SORINI et al., 1997).

De acordo com Hartman (1998), em um período de duas horas, após a retirada do solo da subsuperfície, ocorre 50% de perda de COV, podendo chegar em até 90% de perda após 24 horas da coleta. Em estudo realizado por Kubota, Miyazato e Sant'ana (2009) para amostras coletadas pelo método convencional, foi aplicado intervalo de um minuto a 48 horas entre o enfrascamento e a análise laboratorial de solo para BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos). Como resultado, as concentrações dos compostos apresentaram diferença de até 40% entre as amostras, sendo que os resultados mais significativos foram aqueles analisados com intervalo de tempo menor, entre a coleta, exposição ao ar e análise química.

Os materiais utilizados para remoção do solo nas perfurações também podem afetar a perda de COV antes da análise química. Segundo Gillman e O'Hannesin (1990, apud Lewis et al., 1991), certos compostos aromáticos, tendem a sorver em materiais plásticos de coleta, como recipientes plásticos tubulares descartáveis (liner). Desta forma, quando amostras são acondicionadas e transportadas aos laboratórios em liner, os COV contidos no solo podem ultrapassar a camada do material, acarretando na perda de concentração e resultados analíticos indesejados.

As medições dos níveis de COV no solo são necessárias para confirmar a presença e magnitude da contaminação, a fim de avaliar os riscos presentes no site e a necessidade de descontaminação, além de possibilitar compreender quais tecnologias de remediação podem ser aplicadas (SIEGRIST, 1992). Desta forma, a depender do método de coleta e preservação de amostras adotado, o resultado químico analítico obtido nem sempre será o esperado. Assim uma área cujo solo esperava-se caracterizar como contaminado, é considerado como limpo, acarretando em problemas ao meio ambiente e à saúde humana devido à inexistência de medidas de controle e/ou remediação (LIIKALA et al., 1996). Devido às características dos COV, em conjunto com os processos de amostragem e preservação de solos contaminados, devem ser seguidos procedimentos rigorosos que evitem ao máximo a perda destes componentes (HEWITT, 1999). Para tanto, ao longo das últimas três décadas os métodos de amostragem e preservação de amostras de resíduos sólidos e solos contaminados por COV vem sendo discutidos, culminando em diferentes práticas, entre elas a análise do espaço vazio (headspace), a preparação de purga e captura (purge and trap) para extratos de solo, uso de sistemas fechados de purga e captura para solos, e extração de solvente e injeção direta (HEWITT, 1999; HARTMAN e HITZIG, 1998).

Tais técnicas foram estabelecidas a partir da publicação, pela Agência de Proteção Ambiental americana, do documento EPA SW-846 "Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/ Chemical Methods" e suas atualizações, cujos principais métodos relacionados à medição de concentrações de COV são definidos nos métodos EPA 5021A/2014 (Volatile Organic Compounds In Various Sample Matrices Using Equilibrium Headspace Analysis), EPA 5030

(Purge-and-Trap for Aqueous Samples) e EPA 5035/5035A (Closed-System Purge-and-Trap And Extraction For Volatile Organics In Soil And Waste Samples).

A escolha do método dependerá das características do site, uma vez que a aplicabilidade de cada técnica de amostragem e preservação está relacionada ao grau de concentração de COV na amostra de solo (baixa ou alta). O termo "baixa concentração", refere-se a amostras de solo cuja concentração de COV seja inferior a 200 µg/Kg, tendo um limite de detecção do método laboratorial de 5 µg/Kg. Já "alta concentração" está associado a amostras com concentrações superiores a 200 µg/Kg, e limite de detecção do método de aproximadamente 200 µg/Kg (DTSC, 2004).

No Brasil foi publicada, em outubro 2015, pela Associação Brasileira de Normas Técnicas a Norma Brasileira Regulamentadora 16.434, baseada na Norma Americana ASTM (American Society for Testing and Materials) D4547:2009 (Standard Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds), cujos preceitos consistem no emprego de técnicas alternativas para amostragem, manuseio, preparação e preservação de amostras (resíduos sólidos, solo e sedimentos) objetivando a redução da perda de COV e consequente determinação analítica representativa.

A norma brasileira em questão define, entre outras diretrizes, dois métodos para preparação e preservação de amostras, sendo a extração com metanol e o particionamento para o vapor.

O método de extração com metanol requer que uma alíquota do extrato coletado e preservado (solo + metanol) contido no frasco para análise de orgânicos voláteis (vial 40 mL) seja transferida para outro com água livre de COV, finalizando a análise laboratorial pelo método de purga e captura ou volatilização para o espaço superior do frasco (ABNT, 2015). Com o emprego do metanol, em áreas com tendência à altas concentrações de COV, tem-se melhores recuperações laboratoriais e consequentemente resultados analíticos mais representativos, pois este possui extrema afinidade por diversos compostos orgânicos, extraíndo-os do solo e os mantendo na solução, atuando ainda como inibidor de volatilização e biodegradação (LIIKALA et al., 1996; HARTMAN, 1998; ABNT, 2015).

O uso do metanol como preservante possui pontos negativos, que vão desde a segurança na manipulação do produto até a diluição dos COV na amostra. Por ser tóxico e inflamável, o produto deve ser mantido em locais seguros antes, durante e após sua utilização, além disto para seu transporte há determinadas restrições que podem dificultar e encarecer a logística dos trabalhos de campo (HARTMAN, 1998; ASTM, 2009).

Citado em publicação de Hartman (1998), a qualidade do metanol utilizado pelo laboratório pode afetar em detecções inesperadas de substâncias químicas, superiores aos limites de detecção, que não possuam relação com o ambiente investigado. Decorrente de sua afinidade com diversos COV, o metanol contido em frascarias, quando abertas para coleta, pode absorver compostos presentes na atmosfera onde ocorrem as atividades de amostragem. Sendo assim é aconselhável que amostras e recipientes de acondicionamento (ex.: cooler e caixa de isopor) fiquem afastados de veículos movidos a combustível e/ou qualquer fonte da qual emanem gases orgânicos, evitando o comprometimento dos resultados (LEWIS et al., 1991).

Outro fator negativo, derivado da diluição do extrato em água, são resultados de limites de detecção e quantificação obtidos acima de valores de intervenção definidos por órgãos ambientais (ABNT, 2015). Dessa maneira, não é possível confirmar se haverá contaminação no meio decorrente de tal substância analisada que se encontra nessas condições.

Recomenda-se ter prévio conhecimento a respeito do site investigado e das concentrações dos COV, pois como o método de extração por metanol aumenta o limite de quantificação, este deverá ser preferencialmente aplicado em solos de altas concentrações, superiores a 200 µg/Kg (DTSC, 2004).

A opção do método de particionamento de vapor, definida na ABNT 16.434/2015, necessita que o solo coletado e inserido em vials, previamente pesados, sem preservantes ou contendo água livre de COV ou ainda solução de água acidificada, seja analisado em laboratórios através dos métodos de purga e captura ou volatilização para o espaço superior do frasco. Por este método, a análise é direta, sem abertura do frasco, ou seja, não há necessidade de transferir subamostras para outros recipientes.

De forma positiva, quando comparado com o metanol, o emprego de água isenta de COV ou solução acidificada, reproduz resultados analíticos com limites de quantificação ou detecção menores, já que não há diluição, sendo assim solos de alta ou baixa concentração (inferior a 200 µg/Kg) são passíveis da aplicação desses preservantes. Não haverá interferência de substâncias químicas presentes na atmosfera, pois os preservantes não as adsorvem quando abertas as frascarias. Estes preservantes não possuem restrição para transporte, o que auxilia no processo logístico (LEWIS et al., 1991; HARTMAN, 1998; ABNT, 2015).

Contudo, a escolha do método de particionamento para o vapor, pode trazer problemas associados, por exemplo, ao tipo de frascaria usada em campo, uma vez que para a análise direta, sem abertura do frasco, esta deverá ser compatível com o equipamento de análise do laboratório, podendo gerar custos adicionais ao projeto de investigação, decorrente da necessidade do uso de adaptadores específicos. Outro ponto negativo, é em relação aos resultados analíticos, pois por meio do particionamento a recuperação dos compostos pode ser menos eficiente do que pela extração com metanol (ABNT, 2015).

É de suma importância definir, antes de iniciar os trabalhos de campo, quais procedimentos serão adotados. Locais de estudo em que não são conhecidas as características e concentrações da contaminação, é recomendável iniciar a avaliação quantitativa a partir da coleta de ao menos duas amostras em cada ponto de amostragem no perfil de sondagem, sendo uma preservada em metanol para metodologia de análise de alta concentração (extração por metanol) e uma para baixa concentração (particionamento para o vapor). A análise para alta concentração irá indicar se haverá concentrações superiores ao limite de detecção laboratorial. Caso os resultados sejam inferiores a esse limite, a amostra para análise de baixa concentração será submetida ao procedimento analítico. Uma terceira amostra com a mesma preservação para análise por particionamento para o vapor, pode ser coletada, objetivando a reanálise, isso se os resultados da amostra em que se aplicou o método para baixas concentrações forem duvidosos ou insatisfatórios (USEPA, 2002; DTSC, 2004). Não se faz necessário coletar mais amostras preservadas em metanol no mesmo ponto, pois uma única amostra permite diversas reanálises, desde que respeitado o holding time (ABNT, 2015).

No âmbito da extração de solo das sondagens, para se coletar amostras com um mínimo de deformação, utilizam-se amostradores tubulares do tipo bipartido, com recipientes cilíndricos metálicos ou amostradores do tipo dual tube ou single tube contendo em seu interior plásticos descartáveis (liner), os quais são pressionados para dentro da perfuração. No caso da utilização de liners, a parcela de solo selecionada para coleta, dependerá da avaliação expedita de COV a partir da utilização de medidores de gases (PID, photoionization detector ou FID, flame ionization detector), ou então análise visual de indícios de contaminação (ABNT, 2015).

A remoção do solo proveniente do amostrador tubular plástico (liner) ou bipartido, pode ser realizada com o auxílio de equipamentos, como dispositivos manuais multi-função (ex.: EnCore® e Core N' One®), onde o solo coletado é mantido dentro do próprio dispositivo, pois sua extremidade é fechada e totalmente inserido em uma embalagem hermética. Quando o solo extraído for transferido para o vial, há opção de utilização da seringa plástica com ponta adaptada e outros dispositivos comerciais como EasyDraw Syringe® e PowerStop Handle® e Lock N' Load® Soil Sampling Tool. (USEPA, 2002; DTSC, 2004; ABNT, 2015).

Referente ao acondicionamento das amostras previamente às análises químicas (holding

time), a ABNT 16.434/2015 cita que nas primeiras 48h deve-se manter os recipientes herméticos armazenados em ambientes refrigerados pelo menos $4 \pm 2^\circ\text{C}$. Após o período de dois dias, as amostras devem ser imediatamente analisadas ou, caso seja necessário prolongar o período de armazenamento até análise, devem ser preservadas química ou fisicamente.

A preservação física, que pode estender para até 14 dias o período de análise, está associada ao resfriamento/congelamento das amostras ($-12 \pm 5^\circ\text{C}$), seja utilizando congelador que garanta essa faixa de temperatura ou pela aplicação da mistura de sal grosso e gelo ou somente gelo seco. Caso esta preservação esteja atrelada a análises por particionamento de vapor e água, poderá ser necessário uso de barra revestida de vidro ou PTEE dentro da frascaria, a fim de agitar a amostra no líquido (ABNT, 2015).

O uso do solvente metanol em frascos preparados previamente em laboratório para preservação química e análise por extração de metanol, estende em até 14 dias o holding time da amostra, desde que refrigerados a pelo menos $4 \pm 2^\circ\text{C}$. Este solvente também pode ser adicionado, através do septo da frascaria coletada inicialmente sem preservante, em amostras que passaram por armazenamento em baixas temperaturas, respeitando o limite de 48h para efetuar esta inserção (ABNT, 2015).

Quimicamente também é possível acidificar ($\text{pH} \leq 2$) a amostra com bissulfato de sódio ou ácido clorídrico, no entanto, caso o solo contenha carbonatos, não é aconselhável o uso destes preservantes químicos que reduzem o pH, devido às reações químicas que podem ocorrer (ABNT, 2015).

A partir do entendimento na norma NBR ANBT 16.434/2015, tem-se a Tabela 2, compilando os tipos de preservantes, temperatura e holding time recomendados para solos de altas ou baixas concentrações de COV.

Tabela 2. Tipo de preservação, temperatura e tempo de armazenamento

Preservante	Temperatura de armazenamento	Tempo até análise (<i>holding time</i>)	Recomendado para:
Metanol	$4 \pm 2^\circ\text{C}$	14 dias	Análises de alta concentração
Bissulfato de sódio	$4 \pm 2^\circ\text{C}$	14 dias	Análises de baixa concentração
Água como reagente	$4 \pm 2^\circ\text{C}$	48 horas	Análises de baixa e alta concentração
Água como reagente (Congelamento)	$-12 \pm 5^\circ\text{C}$ Obs.: deve ser garantida a temperatura	14 dias	Análises de baixa concentração
Sem preservante (Refrigerado)	$4 \pm 2^\circ\text{C}$	48 horas	Análises de baixa e alta concentração
Sem preservante (Congelamento)	$-12 \pm 5^\circ\text{C}$	14 dias	Análises de baixa e alta concentração

Fonte: DTSC, 2004; ABNT, 2015.

Segundo Lewis et al. (1991, apud USEPA, 1991), por meio da comparação de resultados analíticos obtidos a partir de amostras coletadas e acondicionadas em vials para análise de COV e recipientes de vidro de boca larga sem preservante, seguindo diretrizes da norma SW-846 método 8240, não explanado no presente estudo, foram reportados resultados mais representativos (até uma ordem de grandeza superior) para amostras coletadas com auxílio de dispositivo manual adaptado para vials e análise por purga e captura, do que nos recipientes de boca larga, isso devido à volatilização e biodegradação gerados pelo distúrbio da amostra durante a inserção do solo no frasco.

Ainda neste artigo, Lewis et al. (1991), conforme estudado por Siegrist e Jennsen (1990), apresentam que a comparação entre técnicas e meios de acondicionamento para análise de COV resulta em concentrações mais elevadas para amostras que não sofreram distúrbios no processo de coleta e que foram imediatamente imersas no preservante metanol.

Siegrist (1992), quantificou as diferenças de concentrações de COV, em amostras de solos arenosos, obtidas por meio de diferentes processos de coleta (com e sem distúrbios), acondicionamento (sacos plásticos herméticos e recipiente de vidro com selo hermético de teflon), preservação (imersão em metanol) e variação da presença de espaços vazios. Os parâmetros analisados, a saber: cloreto de metileno, 1,1,1-TCA, 1,2-DCE, TCE, Tolueno e clorobenzeno, apresentaram melhores recuperações analíticas em amostras coletadas com o mínimo de distúrbio, acondicionadas em recipientes de vidro com selo hermético de teflon, poucos espaços vazios e imersas no solvente metanol em temperatura de 4°C.

O presente trabalho tem por objetivo comparar resultados analíticos de COV obtidos a partir de amostras de solo em área contaminada por solventes halogenados (organoclorados), coletadas de acordo com a ABNT NBR 16.434/2015, preservadas quimicamente e fisicamente para análise a partir da extração por metanol e particionamento para o vapor. Optou-se pelo metanol como preservante químico, tendo em vista a comprovação de sua eficiência na recuperação de COV em amostras contaminadas por tais compostos, mesmo que apresentando limites de detecção/quantificação elevados. Definiu-se água livre de COV como preservante físico, pois este é um dos meios de preservação economicamente mais viável dentre as opções estipuladas na norma, além de que não aumenta o limite de quantificação da amostra, não possui restrição para transporte e é recomendada para solos com altas ou baixas concentrações de COV.

2. Material e métodos

Área de estudo

A área de estudo definida para o presente trabalho corresponde a um antigo site industrial que, entre 1983 e 2000, abrigou duas empresas produtoras de aparelhos eletrodomésticos, as quais empregavam solventes em seus processos produtivos. Em 2000 o site foi adquirido por uma instituição educacional e foi então iniciada a construção de um centro de aprendizagem. A detecção da substância Tricloroeteno (TCE) em um poço profundo usado para abastecimento de água ocasionou o início de diversas atividades de investigação no site, as quais revelaram que o subsolo se encontrava contaminado, principalmente por compostos orgânicos voláteis clorados, como Tetracloroeteno (PCE), Tricloroeteno (TCE) e 1,1,1-Tricloroetano, representando os contaminantes primários provenientes das atividades industriais das antigas empresas.

A partir de 2008, implementou-se na área medidas emergenciais de remediação, como extração multifásica, oxidação química *in situ*, extração de vapores, barreira hidráulica de contenção da água subterrânea e escavação do solo.

O site está localizado na planície de inundação do Rio Pinheiros, sendo a geologia regional é constituída basicamente de três camadas principais, sendo a primeira composta por sedimentos aluviais (areia, cascalho e camadas argilosas impermeáveis), a segunda camada, entre 50 e 95 m, identifica a parte superior da formação cristalina (rocha alterada), composta por areia fina a grossa com uma porção menor de argila e seixos, e a terceira camada, abaixo dos 95 m, constitui o embasamento cristalino (GEOKLOCK, 2013; GRUPO EPA, 2015; TAUW GMBH, 2015).

Com base no histórico de sondagens de reconhecimento executadas na área, a geologia local é representada por um aterro argilo arenoso, com espessura média de 1,50 m, seguido por uma camada de argila orgânica pouco arenosa, com intercalações de argila arenosa e/ou siltosa, com espessura média de 1,50 m. Sotoposto à segunda camada, com espessura média de 1,00 m, intercepta-se um solo arenoso com granulometria fina

a média sobre uma areia média a grossa com cascalho, observada geralmente entre 3,50 m e 5,50 m. Identifica-se a partir de então, mas com limites descontínuos, uma camada de argila siltosa e/ou arenosa compacta. Ocorrendo de forma intercalada com a argila compacta, é caracterizada uma camada de areia fina a grossa, pouco argilosa e com cascalho. Os sedimentos aluviais ocorrem até, aproximadamente, 62 m de profundidade, após essas camadas intercepta-se a rocha intemperizada, formada por rochas graníticas fraturadas. O nível d'água médio na área de estudo encontra-se a 1,50 m (GRUPO EPA, 2015; TAUW GMBH, 2015).

Experimentação

Previamente ao início das perfurações, foram definidos quatro pontos próximos ao centro de massa da contaminação na área interesse. A localização das sondagens corresponde à antiga sala de polimento e desengraxe de peças da planta industrial, sendo que antigamente, no entorno do local, ocorriam atividades de galvanoplastia, pintura Epoxi, fundição, casa de máquinas e caldearia. As atividades de amostragem foram desenvolvidas em dois dias, sendo no primeiro dia (25/04/17) realizadas duas perfurações (SD-01 e SD-02) e no dia 08/04/17 executadas as outras duas (SD-03 e SD-04). A Figura 1 ilustra a disposição dos pontos de sondagem. O ponto marcado como PM001-R, é um dos poços de monitoramento existentes na área de interesse.

Figura 1. Distribuição dos pontos de sondagem.



As perfurações foram executadas por meio de sonda mecanizada (sonda AMS Power Probe 9100, da empresa ECD Sondagens Ambientais) utilizando a metodologia direct push – cravação contínua, com amostrador tubular dual tube e piston sampler. Os liners utilizados no interior do amostrador, para obtenção do testemunho do solo, possuíam 37 mm de diâmetro interno e 1,20 m de comprimento.

Devido aos primeiros metros do local (0,0 – 1,40 m) ser composto de camada de aterro, decorrente de processos de escavação e recomposição do solo, esta camada foi

desconsiderada na amostragem. A partir de 1,00 m iniciou-se a utilização do amostrador tubular (dual tube) com liner em seu interior, sendo cravado no solo com auxílio da sonda mecânica. Imediatamente após a remoção de cada liner da perfuração, foi identificada a retenção do solo no seu interior e, em seguida, perfurados a intervalos regulares, por meio de furadeira manual, para determinação da concentração de VOC total, medições realizadas com detector de gases portátil - Phocheck Tiger ION SCIENCE® (PID – photoionization detector). Caso o liner estivesse totalmente preenchido pelo solo, as leituras eram realizadas com espaçamento regular de 20 cm. Se por ventura o liner não viesse preenchido por completo, era verificada a proporção de solo recuperado em relação ao comprimento do liner, para então serem realizadas as marcações das leituras de COV. Definidas as marcações, o primeiro furo era feito com a utilização da furadeira e então inserido o PID para leitura de COV. O furo subsequente somente era feito após o término da leitura do furo anterior, evitando a volatilização dos COV nos furos abertos.

A seleção das amostras que seriam enviadas para análise química ocorreu nos pontos em que foram observadas as maiores concentrações na leitura com o PID, em pontos visualmente contaminados (produto sorvido na matriz) ou nos pontos em que se observava transição no perfil da sondagem (zonas de fluxo, constituídas de camadas arenosas, para zonas de retenção, constituídas por camadas argilosas).

A coleta do solo, no ponto desejado, ocorreu da seguinte forma: com um arco de serra cortava-se transversalmente o liner e, em um dos lados do corte, duas alíquotas de solo eram extraídas por meio de seringas adaptadas, transferidas imediatamente para dois vials de 40mL com tampa com septo de teflon, um deles contendo 20 mL água para 5 mL de solo (seringa) e outro com 10 mL de metanol para 10 mL de solo (seringa). No outro lado do corte coletava-se uma amostra para quantificação da base seca (teor de sólidos isento de umidade), acondicionando-a em um frasco de boca larga (125 mL).

No total foram coletadas 50 amostras de solos, sendo 25 preservadas com metanol e 25 com água. A pesagem dos vials e dos preservantes foi realizada no laboratório, antes da sua saída para o local de amostragem. Visando a rastreabilidade das amostras, foi preenchida cadeia de custódia (COC – Chain of Custody). O laboratório Eurofins Anatech foi responsável pela realização das análises químicas e pelo fornecimento da frascaria.

Para a descontaminação dos amostradores tubulares e acessórios, utilizou-se detergente líquido isento de fosfato e água deionizada. O efluente gerado na lavagem foi descartado em local adequado, assim como todos os resíduos sólidos gerados durante o trabalho.

Uma vez coletadas e preservadas, dividiram-se as amostras em duas caixas térmicas contendo gelo, sendo uma destinada às amostras imersas em metanol, e a outra para amostras preservadas em água, a fim de evitar quaisquer contaminações cruzadas que pudessem gerar dúvidas no reporte de resultados analíticos. Os frascos de boca larga, contendo as amostras destinadas à determinação da base seca, foram acondicionados com os vials contendo as amostras preservadas em água, de modo a evitar eventual interferência nas amostras preservadas com metanol, em vista da possibilidade deste extrair voláteis do ambiente.

Para avaliar as condições do local estudado e possíveis interferências nos resultados, foram coletadas quatro amostras de branco de campo, sendo empregados quatro vials, dois contendo metanol, e dois água. Estas amostras foram obtidas por meio da abertura e exposição dos vials próximos ao local de amostragem, durante o tempo de obtenção de uma amostra de solo (coleta no liner e inserção no vial).

Duas replicatas de amostras de solo preservadas em água foram coletadas na sondagem SD-04, nas profundidades de 3,12 m e 5,10 m, objetivando avaliar a reprodutibilidade e comparação dos resultados.

O holding time permitido para amostras preservadas em metanol e mantidas à temperatura de $4 \pm 2^\circ\text{C}$ é de até 14 dias após a coleta. No entanto, o intervalo de tempo entre a coleta e a análise para amostras preservadas em água e mantidas à temperatura de $4 \pm 2^\circ\text{C}$ é de 48h. Desta forma, optou-se pela realização das análises químicas em até 48h após a coleta.

O método laboratorial de análise de compostos orgânicos voláteis para todas as amostras, independentemente do tipo de preservante foi USEPA 5021A – Volatile Organic Compounds In Various Sample Matrices Using Equilibrium Headspace Analysis.

3. Discussão dos resultados analíticos

Em primeira análise, o screening vertical dos perfis das quatro sondagens, obtidos por meio da leitura de vapores orgânicos (ppm), permitiu identificar a presença de vapores orgânicos voláteis ao longo dos perfis de solo, sendo um dos norteadores para a escolha das amostras a serem encaminhadas para análise. Com base no universo amostral do presente estudo, as maiores concentrações foram registradas no perfil da sondagem SD-04. Nas demais sondagens, pontualmente foram detectadas concentrações anômalas de COV (ppm).

A partir da avaliação dos resultados analíticos das amostras coletadas, em conjunto com as leituras de COV obtidas em cada perfil, observa-se que a região de maior contaminação (centro de massa da região estudada) se encontra junto à sondagem SD-04, entre 1,40 m e 3,12 m de profundidade, devido às maiores concentrações terem sido quantificadas em amostras coletadas neste intervalo, preservadas tanto física (água) como quimicamente (metanol). As concentrações observadas nas amostras provenientes das sondagens SD-01 e SD-02, sugerem uma região do solo menos afetada pela contaminação. A contaminação existente no solo, referente à sondagem SD-03, indica uma zona intermediária, já que as concentrações detectadas são superiores às das sondagens SD-01 e SD-02 e, na maioria das amostras e dos parâmetros analisados, inferiores às concentrações das amostras da sondagem SD-04.

Dentre os 25 pontos de solo amostrados e preservados, separadamente em água e metanol, 21 apresentaram concentração de um ou mais parâmetros acima do limite de quantificação laboratorial (LQ). Em 16 pontos, pelo menos uma das substâncias detectadas nas amostras preservadas em água, não foram detectadas acima do LQ no mesmo par preservado em metanol.

A Tabela 3 apresenta substâncias cloradas detectadas nas amostras de solo quando aplicado o uso de metanol ou água, além das concentrações máximas, mínimas e médias obtidas para cada uma de acordo com o preservante.

Figura 1. Distribuição dos pontos de sondagem.

Parâmetros	Nº Amostras > LQ		Água (> LQ) (mg/kg)			Metanol (> LQ) (mg/kg)		
	Água	Metanol	Conc. Média	Conc. Máxima	Conc. Mínima	Conc. Média	Conc. Máxima	Conc. Mínima
CV	10	7	7,60	24,00	0,16	2,94	7,66	0,19
1,1-DCE	13	13	13,22	49,70	0,11	40,96	417,40	0,21
Trans-1,2-DCE	7	4	1,74	3,90	0,11	0,96	1,59	0,35
1,1-DCA	12	7	4,86	17,30	0,05	2,59	4,21	0,31
Cis-1,2-DCE	19	13	11,62	71,90	0,05	34,20	136,70	0,14
1,1,1-TCA	11	8	36,59	123,10	0,28	160,54	814,10	0,36
TCE	12	11	13,42	67,80	0,03	86,66	331,10	0,12
PCE	15	14	370,18	3.204,00	0,19	3.348,29	14.836,10	0,36

Legenda: CV – Cloreto de Vinila, 1,1-DCE – 1,1-Dicloroeteno; Trans-1,2-DCE – Trans-1,2-Dicloroeteno; 1,1-DCA – 1,1-Dicloroetano; Cis-1,2-DCE – Cis-1,2-Dicloroeteno; 1,1,1-TCA – 1,1,1-Tricloroetano; TCE – Tricloroetano; PCE – Tetracloroetano; N° – número; '>' – maior que; LQ – Limite de quantificação laboratorial; Conc. – Concentração.

Avaliando as concentrações das amostras das sondagens SD-01 e SD-02, ambas mais afastadas do centro de massa de contaminação, nota-se melhor recuperação dos resultados analíticos para todas as amostras preservadas em água, sendo que algumas das substâncias detectadas em água, como cloreto de vinila, cis-1,2-Dicloroeteno e PCE, não foram quantificadas acima do LQ nas amostras preservadas em metanol.

Já entre os 10 pares de amostras coletados na sondagem SD-03, observa-se que em três pares as substâncias quantificadas acima do LQ possuem concentrações maiores nas amostras preservadas em água, sendo que algumas não foram detectadas acima do LQ quando preservadas no metanol. Em cinco pares foi verificado que algumas substâncias como PCE, TCE, 1,1,1-TCA e 1,1-DCE apresentaram concentrações mais elevadas nas amostras preservadas em metanol, no entanto as amostras imersas em água foram mais representativas, pois detectaram um número maior de substâncias voláteis acima do LQ. Na SD-03 a amostra coletada entre 5,15 m e 5,30 m de profundidade e preservada em metanol apresentou resultado de PCE 458 vezes maior que o resultado da amostra imersa em água, sendo este o ponto de maior discrepância na comparação dos resultados com os métodos de preservação.

Os resultados analíticos obtidos a partir dos oito pontos de coleta da sondagem SD-04 (centro de massa), expressam, em quatro pares, concentrações mais significativas para as amostras preservadas em metanol. Nos outros quatro pares, foi detectado um número maior de substâncias acima do LQ nas amostras preservadas em água, porém uma ou duas substâncias, nesses mesmos pares, foram quantificadas em concentrações superiores nas amostras imersas em metanol ao invés de água.

Assim como supracitado para a amostra da SD-03, porém não tão anômalo, observa-se mesma situação em amostras coletadas na SD-04, onde as concentrações para as amostras preservadas em metanol chegam a ser até 67,8 vezes maior que os resultados das mesmas substâncias de amostras imersas em água.

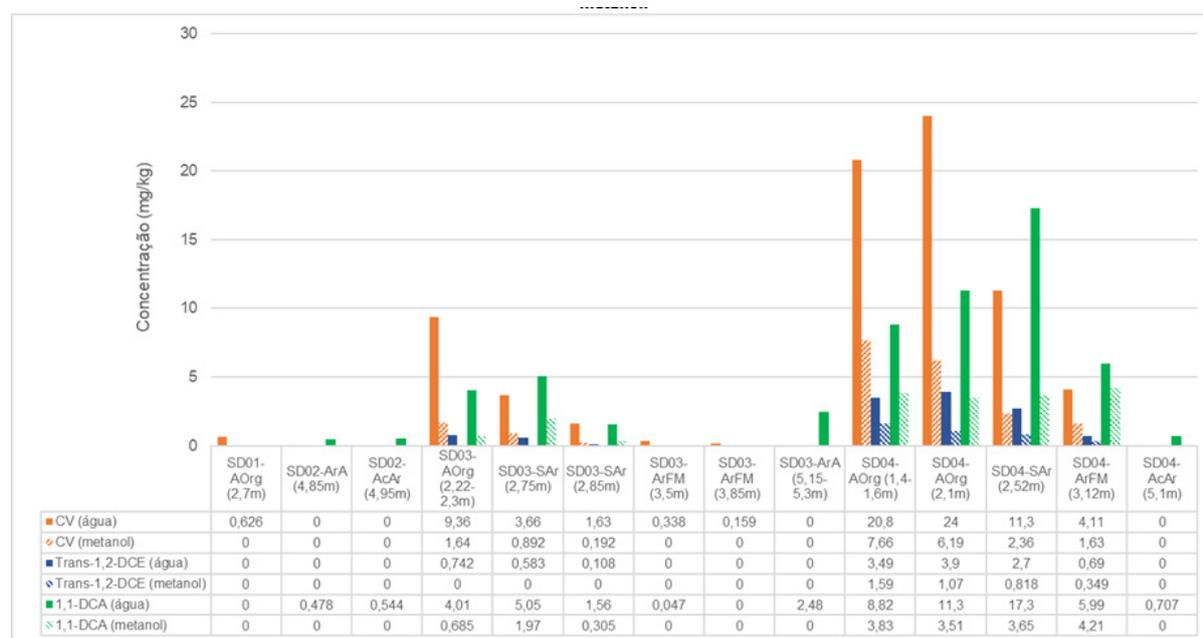
Nota-se que todas as substâncias detectadas nas amostras preservadas em metanol são reproduzidas na amostra preservada em água, seja em concentrações superiores ou inferiores. No entanto a situação inversa não procede, podendo gerar lacunas de

informações, quanto à presença de contaminantes no solo, caso se opte por preservar as amostras apenas com metanol. Estas diferenças de reproduções ocorrem devido ao fato conhecido de que amostras preservadas em metanol têm seus limites de quantificação elevados, decorrente da diluição da amostra em laboratório, previamente à análise.

Quanto à correlação das características dos parâmetros detectados com os preservantes adotados, tem-se por exemplo o coeficiente de partição octanol-água (log Kow) e a solubilidade em água, os quais podem indicar a afinidade e capacidade de solubilização da substância com os preservantes, e o Koc (coeficiente de partição solo-água) apontando a tendência de as substâncias incorporarem-se ao solo. Dentre os compostos organoclorados quantificados acima do LQ, PCE, 1,1,1-TCA e TCE possuem os maiores valores de Kow e menores de solubilidade em água, tendendo a particionar mais para o solvente (álcool - metanol). Já o CV, 1,1-DCA e Trans-1,2-DCE, produtos de degradação do TCE e 1,1,1-TCA, têm menores valores de Kow e maiores de solubilidade em água, indicando maior afinidade com a água do que com o solvente.

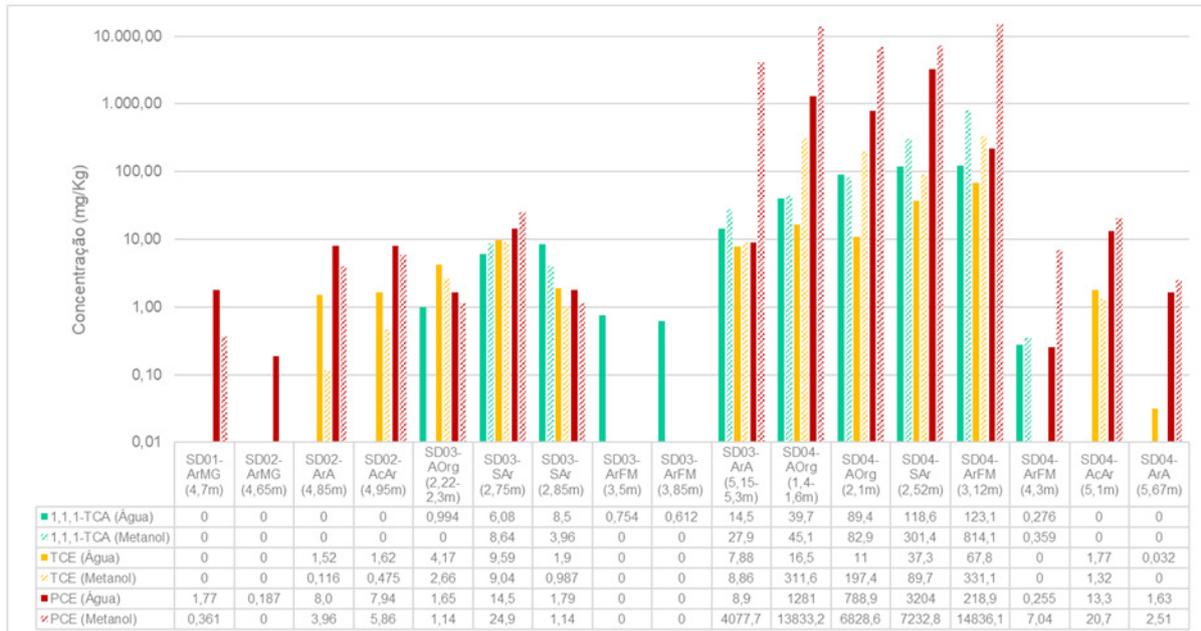
As substâncias CV, 1,1-DCA e Trans-1,2-DCE quando detectadas acima do LQ, apresentaram maiores concentrações nas amostras preservadas em água, corroborando com suas características. Por outro lado, as substâncias, 1,1,1-TCA, TCE e PCE, de forma geral, foram melhores reproduzidas nas amostras imersas em metanol, contudo, em baixas concentrações expressaram-se melhor quando preservadas em água. Estes resultados podem ser observados nos Gráficos 1 e 2.

Gráfico 1 – Comparação das concentrações (mg/kg) obtidas dos compostos Cloreto de Vinila (CV), Trans-1,2-Dicloroetano (Trans-1,2-DCE) e 1,1-Dicloroetano (1,1-DCA) quando preservados em água e metanol.



Legenda: SD – Sondagem; AOrg – Argila Orgânica, SAR – Silte Arenoso, ArMG – Areia média à grossa, ArA – Areno argiloso, AcAr – Argila compacta pouco arenosa, ArFM – Areia fina à média.

Gráfico 2 – Comparação das concentrações (mg/kg) obtidas dos compostos 1,1,1-Tricloroetano (1,1,1-TCA), Tricloroeteno (TCE) e Tetracloroeteno (PCE) quando preservados em água e metanol. Utilizou-se a escala logarítmica para evidenciar os valores em diferentes grandezas.



Legenda: AOrg – Argila Orgânica, SAr – Silte Arenoso, ArMG – Areia média à grossa, ArA – Areno argiloso, AcAr – Argila compacta pouco arenosa, ArFM – Areia fina à média.

Observando os valores de Koc, compostos como PCE, 1,1,1-Tricloroetano e TCE tendem a permanecer mais fixados no solo, ao contrário do cloreto de vinila, que migra mais facilmente para a água. Esta característica pode influenciar no tempo de recuperação dos resultados analíticos em solos mais argilosos e/ou com maior teor de matéria orgânica, situação observada nas amostras coletadas na camada de argila pouco arenosa e compacta na SD-04 (5,10 m), na qual foi detectada concentração anômala de COV, através do PID, porém com resultados analíticos inferiores, quando comparados com outras amostras coletadas em pontos distintos e com concentração de COV elevadas.

Como mencionado na ABNT 16.434/2015, em seu item 10.1 - "extração por metanol", é possível que alguns substratos do solo possuam liberação lenta de COV, acarretando em identificação de concentrações mais elevadas ao longo do tempo. Sugere-se dessa forma que, devido ao material presente nesta camada da SD-04 possuir maior teor de argila e matéria orgânica que os demais interceptados nesta e nas demais sondagens, seria possível reproduzir resultados analíticos mais representativos, caso o tempo entre coleta e análise fosse superior às 48h adotadas.

Em relação ao método da EPA 5035, o qual indica procedimentos e métodos de análise para solos com baixas (0,0005 – 0,2 mg/kg) e altas (>0,2 mg/kg) concentrações de COV, no que tange à comparação com os resultados obtidos no presente estudo, não foi observada tal correlação. Dessa forma, não é aconselhável utilizar apenas estas faixas de baixa e alta concentrações, como balizador para a escolha do tipo de preservante que será utilizado em uma investigação, uma vez que acima de 0,2 mg/kg foram evidenciados resultados mais elevados em amostras imersas em água e não em metanol, ao contrário que o esperado pelo método.

4. Conclusão

A partir dos resultados obtidos, observou-se que a eficiência dos métodos de preservação física (água) ou química (metanol) é influenciada diretamente pelas propriedades físico-químicas das substâncias contaminantes, posto que os compostos cuja extração foi melhor nas amostras preservadas em água possuem como propriedade maior solubilidade em água e menor coeficiente de partição octanol-água. Por outro lado, os compostos com melhor extração nas amostras preservadas em metanol, tem em suas características maior coeficiente de partição octanol-água, e menor solubilidade em água.

Outro fator observado neste estudo trata-se de que todas as substâncias detectadas nas amostras preservadas em metanol foram também detectadas nas amostras preservadas em água, efeito este que não é recíproco quando observa-se todas as substâncias determinadas nas amostras preservadas em água.

Entende-se que no âmbito do gerenciamento de áreas contaminadas, a determinação de compostos orgânicos voláteis deverá seguir as orientações estabelecidas pela Norma Brasileira Técnica (NBR) 16.434.

A aplicação de água como preservante é eficaz e um bom indicativo para confirmar se há ou não contaminação no site investigado, porém pode reproduzir concentrações baixas para fins de estudos de avaliação de risco à saúde humana ou para projetos de remediação. Desta forma, o uso do preservante metanol, pode ser mais viável nas etapas mais avançadas da investigação, como a Investigação Detalhada, a Avaliação de Risco à Saúde Humana e a Investigação para fins de Remediação, pois concentrações baixas podem gerar erros na conclusão sobre o risco existente no site e na definição de projetos de remediação, sendo possível expor grupos populacionais a riscos não calculados, ou sistemas de remediações ineficientes.

5. Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação do Curso de Pós-graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas do Centro Universitário Senac pela orientação, apoio e articulação com as parcerias da universidade, bem como à empresa ECD Sondagens Ambientais e ao Laboratório Eurofins Anatech, responsáveis, respectivamente, pelas sondagens e análises químicas do presente trabalho.

6. Referências bibliográficas

- 1. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15515-2: Passivo ambiental em solo e água subterrânea - Parte 2: Investigação confirmatória. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.**
- 2. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 16.434: Amostragem de Resíduos Sólidos, Solos e Sedimentos: Análise de Compostos Orgânicos Voláteis (COV) – Procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2015.**
- 3. American Society for Testing and Materials. D4547: Guide for Sampling Waste and Soils for Volatile Organic Compounds. Philadelphia: ASTM 2009.**
- 4. Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. Guidance Document for the Implementation of United States Environmental Protection Agency Method 5035: Methodologies for Collection, Preservation, Storage, and Preparation of Soils to be Analyzed for Volatile Organic Compounds. California: DTSC, 2004.**

5. CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Manual de gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo: CETESB, 1999.
6. CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação. São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/planilhas-para-avaliacao>. Acessado em 20 de fevereiro de 2017.
7. CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Texto Explicativo - Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo. São Paulo: CETESB, 2015.
8. CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Lista Completa de Todos os Produtos Químicos. São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em <http://sistemasinter.cetesb.sp.gov.br/produtos/produto_consulta_completa.asp>. Acessado em 17 fevereiro 2017.
9. DIAS, C.L., LEMOS, M.M.G., CAPELETI, A., CASARINI, D.C.P. Derivação de Valores de Intervenção para Chumbo, Benzeno e Tetracloroetileno, utilizando o Modelo de Avaliação de Risco C-Soil, para Controle da Contaminação de Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo. In: X CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. 14 p. São Paulo, 1998.
10. GEOKLOCK. SP/P6131/R0670-2013 - Investigações Complementares para Atendimento ao Parecer CETESB e Monitoramento Hidroquímico – Campanha de Agosto/2013. São Paulo: Setembro, 2013.
11. Grupo EPA, Tauw GmbH. R001-2414863EID-D01 - Investigações Complementares de solo e água subterrânea no site do SENAC. São Paulo: Março, 2015.
12. HARTMAN, B. Investigation and Remediation: Methanol Preserve or Not to Methanol Preserve? (That is the Question). New England Interstate Water Pollution Control Commission. L.U.S.T.Line, Massachusetts, N 28. Pag 13, February, 1998.
13. HARTMAN, B., Hitzig, R. Investigation and Remediation: A Layman’s Guide to the New EPA Methods for VOC Analysis. New England Interstate Water Pollution Control Commission. L.U.S.T.Line, Massachusetts, N 30, Pag 21 – 23, September, 1998.
14. HEWITT, A.D. Storage and preservation of soil samples for volatile organic compound analysis. USA Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Special Report 99-5. 1999.
15. KUBOTA, F.Y., MIYAZATO, I., SANT’ANNA, L.G. Influência do tempo de embalagem de amostras de solo contaminado na dosagem de BTEX. In: I CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO. Setembro, 2009.
16. LEWIS, T.E., CROCKETT, R.L., SIEGRIST, R.L., ZARRABI, K. Soil Sampling and Analysis for Volatile Organic Compounds, Ground-Water Issue. EPA/540/4-91/001. February, 1991.
17. LIIKALA, T.L., OLSEN, K.B., TEEL, S.S., and LANIGAN, D.C. Volatile Organic Compounds: Comparison of Two Sample Collection and Preservation Methods. Pacific Northeast National Laboratory. Environmental Science & Technology, Vol. 30., No. 12, Pag 3440 – 3447, 1996.

18. LYMAN, W.J., REIDY, P.J., LEVY, B. Mobility and degradation of organic contaminants in subsurface environments. Lewis Publishers, Chelsea, MI, 1992.
19. MINNICH, M. Behavior and Determination of Volatile Organic Compounds in Soil: A Literature Review. EPA 600/R-93/140, National Exposure Research Laboratory, Las Vegas, NV, 1993.
20. MORAES, S.L., TEIXEIRA, C.E., MAXIMIANO, A, M, S. Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas. 1ª ed. revisada. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2014.
21. ROCCA, Alfredo Carlos Cardoso et al. Modelos e ferramentas de gestão ambiental: Desafios e perspectivas para as organizações - Os passivos ambientais e a contaminação do solo e das águas subterrâneas. 3ª ed. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2013.
22. SCHMIDT, C.A.B. Remediação in situ de solos e águas subterrâneas contaminados por líquidos orgânicos não miscíveis em água (NAPLs). Série Temática: Resíduos Sólidos e Geotecnia Ambiental. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ, 62 p, Vol. 1, 2010.
23. SIEGRIST, R.L. Volatile Organic Compounds in Contaminated Soils: The Nature and validity of the Measurement Process. Journal of Hazardous Materials, Amsterdam, N 29, Pag 3 – 15, 1992.
24. SIEGRIST, R.L., JENSSEN, P.D. Evaluation of sampling method effects on volatile organic compound measurements in contaminated soils. Environmental Science & Technology, 24, Pag 1387-1392, 1990.
25. SORINI, S.S., SCHABRON, J.F. Validation of a new soil VOC sampler. Topical Report. Reporting Period March 1996 – March 1997. April, 1997.
26. TAVARES, J.K. Remoção de Compostos BTEX de Soluções Aquosas por Adsorção. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2007.
27. USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method 5035A: Closed-System Purge-and-Trap and Extraction for Volatile Organics in Soil and Waste Samples. Draft-Revision 1. July, 2002. Disponível em <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-5035a.pdf>>. Acessado em 17 fevereiro 2017.
28. USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method 5030C: purge and trap for Aqueous Samples. Revision 3. May, 2003. Disponível em <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-5030c.pdf>>. Acessado em 17 fevereiro 2017.
29. USEPA - United States Environmental Protection Agency. Method 5012A: Volatile Organic Compounds in Various Sample Matrices Using Equilibrium Headspace Analysis. SW-846 Update V. Revision 2. July, 2014. Disponível em <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/5021>>. Acessado em 17 fevereiro 2017.

Esfoliante formulado com pó de café como alternativa ao uso de microesferas de plástico

Exfoliating formulated with coffee powder as an alternative to using plastic microspheres

Marta Franciely Lopes Rocha¹; Noéle Perussi Oliveira¹; Iara Lúcia Tescarollo²

¹Iniciação Científica - Curso de Farmácia, Universidade São Francisco - USF, Campinas, São Paulo

²Professora - Curso de Farmácia, Grupo de Pesquisa em Meio Ambiente e Sustentabilidade - USF, Campinas, São Paulo, Brasil

(marta.farmaebio@hotmail.com; noelleperussi@gmail.com; iara.dias@usf.edu.br)

Resumo. As microesferas de plástico se configuram nos esfoliantes mais utilizados em produtos de higiene pessoal, são potencialmente poluentes e podem chegar à natureza através do enxágue de cosméticos que contenham estes materiais. Existem alternativas biodegradáveis e naturais para a produção de esfoliantes como o pó de café. O objetivo deste estudo consistiu no desenvolvimento e avaliação das propriedades físico-químicas e sensoriais de cremes esfoliantes corporais formulados com pó de café em substituição ao uso de microesferas de plástico. Também teve como propósito comparar o produto com fórmula similar produzida com insumos sintéticos e realizar a avaliação físico-química e sensorial das formulações. As amostras foram analisadas quanto ao aspecto, cor, odor, aceitação global, pH, espalhabilidade por um período de 28 dias. As formulações obtidas se apresentaram dentro dos critérios de qualidade estabelecidos para cremes esfoliantes. Os resultados das análises sensoriais dos produtos formulados com pó de café, demonstraram boa aceitação entre os avaliadores, oportunizando inovação dentro do segmento cosmético e alternativa ao uso de microesferas de plástico que causam grande impacto ao meio ambiente.

Palavras-chave: Cosméticos, café, microesferas.

Abstract. Plastic microspheres represent the exfoliants most used in personal care products, are potentially polluting and can reach nature through the rinsing of cosmetics containing these materials. There are biodegradable and natural alternatives for the production of exfoliants such as coffee powder. The aim of this study was to develop and evaluate the physical-chemical and sensorial properties of body exfoliating creams formulated with coffee powder to replace the use of plastic microspheres. It also aimed to compare the product with a similar formula produced with synthetic inputs and to carry out the physical-chemical and sensorial evaluation of the formulations. The samples were analyzed for appearance, color, odor, global acceptance, pH, spreadability for a period of 28 days. The formulations obtained were within the quality criteria established for exfoliating creams. The results of the sensorial analyzes of the products formulated with coffee powder, demonstrated good acceptance among the evaluators, giving opportunity to innovation within the cosmetic segment and alternative to the use of plastic microspheres that cause great impact in the environment.

Key words: Cosmetics, coffee, microspheres.

1. Introdução

A esfoliação é um procedimento que auxilia na renovação celular da pele, pois consiste em retirar células da superfície que estão repletas de queratina com baixo conteúdo hídrico sem vitalidade. A remoção desta camada, além de eliminar impurezas e facilitar a permeação de ativos, devolve a pele seu aspecto natural, melhorando sua textura e uniformidade, tendo como resultado melhor aparência da pele (RIBEIRO, 2010).

Esfoliantes podem ser classificados de acordo com seu modo de ação e ativos utilizados, sendo do tipo mecânico ou químico. Os cremes, loções, géis, óleos faciais ou corporais compostos por partículas sólidas são caracterizados como esfoliantes mecânicos. Quando possuem propriedades de limpeza e hidratação, cuja comprovação da eficácia não seja inicialmente necessária, são classificados como Grau 1 (BRASIL, 2015). Quando são empregados ativos como ácido glicólico, ácido láctico, ácido pirúvico e ácido salicílico, em determinadas concentrações (ANVISA, 2015), são classificados como esfoliantes químicos Grau 2, logo, devem apresentar indicações específicas, comprovação de segurança, eficácia e informações de uso (RIBEIRO, 2010).

As microesferas de plástico se configuram nos esfoliantes mecânicos mais utilizados em produtos de higiene pessoal. São produzidas a partir de polietileno (PE), mas também podem conter polipropileno (PP), polietileno tereftalato (PET), polimetilmetacrilato (PMMA) e nylon. As microesferas são potencialmente poluentes e podem chegar à natureza através do enxágue de cosméticos que contenham estes materiais como os esfoliantes corporais e faciais, dentifrícios, sabonetes entre outros (LOHSE-HANSON et al., 2014). As microesferas podem permanecer no meio ambiente por séculos e, uma das preocupações, é a ingestão destes materiais por peixes, comprometendo a cadeia alimentar. Além disso, uma vez desprezados no meio ambiente, não são conhecidos métodos para retirar estes microplásticos das águas, levando ao crescente acúmulo dessas substâncias na natureza (MOORE, 2008)

Existem alternativas biodegradáveis e naturais para a produção de esfoliantes. Dentre as substâncias abrasivas empregadas na esfoliação mecânica estão: argila, sílica, semente de apricot, arroz, microesferas de jojoba, entre outros. O processo produtivo do pó de café (*Coffea arabica* L., Rubiaceae) possui etapas de torrefação e moagem dos grãos, transformando-o em micropartículas naturais com capacidade de esfoliação da pele com potencialidade para auxiliar na renovação celular. Estudos apontam que a borra de café, considerada como resíduo da indústria cafeeira (SANTOS DORIGO; SARON, 2019), pode ser utilizada em aplicações cosméticas como emoliente e hidratante, devido ao alto teor de lipídios (RIBEIRO et al., 2013).

Os grãos de café apresentam concentrações elevadas de cafeína, um alcaloide pertencente ao grupo das xantinas e que apresenta ação estimulante. Aplicada sobre a pele a cafeína age como estimulador da lipólise através da inibição da fosfodiesterase e aumento dos níveis de adenosina monofosfato em adipócitos, reforça os capilares além de ativar a circulação sanguínea, sendo empregada em produtos para celulite (RIBEIRO, 2010; DUPONT, et al. 2014). O óleo extraído por prensagem a frio dos grãos não torrados, possui grande propriedade de uso em cosméticos devido os efeitos antioxidante, emoliente, hidratante e absorvente da radiação UVB (KROYER et al., 1989; PEREDA et al., 2009; SAVIAN et al., 2011; WAGEMAKER et al., 2012; CHIARI et al., 2014; NOSARI et al., 2015; MARTO et al., 2016)

É importante destacar que a sociedade vem exigindo a adoção de tecnologias de produção econômicas, ecológicas e seguras, que por sua vez, requerem um enorme esforço por parte dos investigadores na pesquisa de compostos distintos, naturais e competitivos (DRAELOS, 2005; BORGES et al., 2013; FONSECA-SANTOS; CORREA; CHORILLI, 2015). O emprego de insumos que causam menor impacto ambiental e à saúde dos consumidores tem crescido, não só pelos avanços na investigação científica, mas também pelas suas reais vantagens comparados a alguns produtos sintéticos. Os consumidores têm se

tornado cada vez mais exigentes e criteriosos com a qualidade dos produtos que utilizam. É crescente a preocupação em fazer uso de itens menos agressivos (SANTOS et al., 2012). Em se tratando de cosméticos, embora não haja uma harmonização internacional, várias definições têm sido propostas como: cosméticos orgânicos, naturais, verdes, ecológicos, eco-amigáveis; veganos, não testados em animais, dentre outros. No Brasil, tais termos não são reconhecidos pelos órgãos regulamentadores e a produção cosméticos deve cumprir as diretrizes do regulamento técnico estabelecido para regularização, produção e registro dos produtos (BRASIL, 2015).

Para a certificação de um produto como orgânico, natural, verde, ecológico, eco-amigável ou vegano, as empresas devem recorrer às agências reguladoras como a ECOCERT (ECOCERT, 2012); Instituto Biodinâmico (IBD, 2013), True Friends of Natural and Organic Cosmetics (NATRUE, 2017), Cruelty Free (PETA, 2019), Certificado Vegano (SVB, 2017) e outras. As certificadoras atribuem selos de reconhecimento, em suas em diferentes categorias, que dão a garantia ao consumidor de que o produto atende as especificações de qualidade e sustentabilidade. Tais iniciativas agregam vantagens ao produto aumentando a demanda dos consumidores (FONSECA-SANTOS; CORREA; CHORILLI, 2015).

Tendo em vista a ascensão do mercado de cosméticos eco-amigáveis no Brasil e no mundo, as matérias-primas disponíveis para este fim e o potencial uso do pó de café em produtos para cuidados da pele, este trabalho teve como objetivo desenvolver creme esfoliante corporal, privilegiando o uso ingredientes obtidos de fontes renováveis, biodegradáveis, com potencial mínimo de afetar negativamente a saúde do consumidor. Também teve como proposta comparar a amostra com outro produto formulado com ingredientes sintéticos; determinar as propriedades físico-químicas e avaliar a aceitabilidade sensorial das formulações.

2. Materiais e Métodos

Local do estudo

Os produtos foram desenvolvidos no Laboratório de Farmácia Indústria, da Universidade São Francisco (USF) na cidade de Campinas - SP. Ao projetar as composições-teste, foi considerado importante o uso de matérias-primas de origem vegetal com qualidade certificada e composição conhecida.

Seleção das matérias-primas

O café torrado em pó, da espécie *Coffea arabica* L., Rubiaceae (Figura 1), foi obtido a partir de produção orgânica de fazenda localizada ao norte do Estado de Minas Gerais de acordo conforme as seguintes coordenadas: Latitude-15.3397290 (15° 20' 23.02" S); Longitude-42.6174840 (42° 37' 2.94" W); Elevação-855.02. Após a colheita, os frutos maduros foram colocados para secar, a seguir foram rasurados, torrados e moídos. Todo procedimento foi realizado de forma artesanal.

O óleo de café verde (Green coffee oil), extraído por prensagem a frio dos grãos, foi obtido do distribuidor Laszlo Aromatologia Eireli com a seguinte composição química estabelecida previamente por cromatografia gasosa, em condições padronizadas: ácido palmítico 29-36%; ácido esteárico 6-10%; ácido oleico 10-16%; ácido linoleico 35-45%; cafeína e compostos aromáticos < 5%.

Figura 1 - Plantação do café (*Coffea arabica* L., Rubiaceae) utilizado para obtenção do insumo na produção do esfoliante corporal. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).



Desenvolvimento das formulações

As matérias-primas utilizadas no preparo dos cremes esfoliantes foram denominados através do padrão internacional INCI (International Nomenclature of Cosmetic Ingredients) e as quantidades expressas percentualmente (p/p) através do sistema métrico decimal (BRASIL, 2015), conforme preconizado em legislação específica para cosméticos e produtos de higiene pessoal no Brasil. Foram preparadas fórmulas para comparação do efeito causado pela variação do tipo de emulsionante, emoliente e agente de consistência. As amostras (Tabela 1) foram produzidas através da técnica de emulsificação por inversão de fase (FO e FA), incorporação do ativo e estabilizantes da formulação (FC) (FERREIRA; BRANDÃO, 2008). Após, foram submetidos ao estudo de estabilidade preliminar para determinação das propriedades físico-químicas, avaliação da aceitabilidade sensorial.

Tabela 1 - Composição, concentrações (% p/p) e função dos componentes nas amostras desenvolvidas.

COMPONENTES	QUANTIDADES		FUNÇÃO	FASE
	F1	F2		
<i>Cetearyl Alcohol and Cetearth 20 and Mineral Oil and Lanolin Alcohol and Petrolatum</i>	-	7,50	Emulsionante	FO
<i>Cetearyl Olivatate (and) Sorbitan Olivatate*</i>	5,25	-	Emulsionante	FO
<i>Cetyl Palmitate (and) Sorbitan Palmitate (and) Sorbitan Olivatate*</i>	2,50	-	Emulsionante	FO
<i>Decyl Oleate</i>	-	3,75	Emoliente	FO
<i>Alfa tocoferol*</i>	1,00	1,00	Antioxidante	FO
<i>Glycerin*</i>	1,00	1,00	Umectante	FA
<i>Phenoxyethanol (and) Methylisothiazolinone</i>	0,25	0,25	Conservante	FA
<i>Café (Coffea Arabica L.) torrado em pó*</i>	7,00	7,00	Agente esfoliante	FC
<i>Green coffee oil*</i>	1,00	1,00	Ativo emoliente	FC
<i>Hydroxypropyl Starch Phosphate*</i>	2,25	2,25	Modificador sensorial	FC
<i>Aqua* QSP</i>	100,0	100,0	Fase aquosa	FA

Legenda: FO: Fase Oleosa; FA: Fase Aquosa; FC: Fase Complementar. QSP: quantidade suficiente para; (*) Ingredientes de origem natural, reconhecidos pela ECOCERT. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

As formulações foram acondicionadas em embalagem para creme e seguir submetidas ao estudo de estabilidade preliminar.

Estudo de estabilidade preliminar

Este teste também é conhecido como Teste de Triagem, Estabilidade Acelerada ou de Curto Prazo, tem como objetivo auxiliar e orientar a escolha das formulações. As amostras foram armazenadas em diferentes condições de estresse: protegida da luz em temperatura ambiente ($25\pm 5^{\circ}\text{C}$); câmara de estabilidade ($40\pm 2^{\circ}\text{C}$); geladeira ($5\pm 2^{\circ}\text{C}$) e temperatura ambiente sob luz solar indireta, por um período de 28 dias, sendo avaliadas a cada 7 dias, e o tempo zero (T0) considerado após 24h após a produção das amostras. Durante esse período foram realizados testes para verificação do aspecto, cor, odor, sensação tátil, homogeneidade por centrifugação e pH. Amostra armazenada em temperatura ambiente ao abrigo da luz foi tomada como referência. Os testes foram adaptados segundo o Guia de Estabilidade de Produtos Cosméticos (BRASIL, 2004), Guia de Controle de Qualidade de Produtos Cosméticos (BRASIL, 2007) e literatura especializada (ISAAC et al., 2012; MOUSSAVOU, DUTRA, 2012).

O teste de espalhabilidade foi realizado empregando-se metodologia proposta por Borghetti e Knorst (2006) sendo calculado por $E_i = d^2 \cdot \pi / 4$, onde E_i = espalhabilidade da amostra para o peso i em mm^2 ; d = diâmetro médio (mm^2), $\pi = 3,14$. Por esse método, a determinação da espalhabilidade deve ser realizada a partir da leitura dos diâmetros abrangidos pela amostra em um sistema formado por uma placa molde circular de vidro com orifício central, sobre outra placa de vidro com fundo milimetrado. A adição de pesos de 250g a 1000g, promove o espalhamento do produto que pode ser medido como extensibilidade (BORGHETTI, KNORST, 2006; ISAAC et al., 2008).

Avaliação Sensorial

O trabalho foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade São Francisco sob CAAE nº 51355015.0.0000.5514. O teste de aceitação foi realizado em condições padronizadas de temperatura e luminosidade, com as formulações, em relação aos atributos aparência, cor, odor e avaliação global. Foi utilizada escala hedônica estruturada de 9 pontos para nota dos atributos (9-Gostei muitíssimo; 8-Gostei muito; 7-Gostei moderadamente; 6-Gostei ligeiramente; 5-Não gostei/nem desgostei; 4-Desgostei ligeiramente; 3-Desgostei moderadamente; 2-Desgostei muito; 1-Desgostei muitíssimo) (IAL, 2008; ISAAC et al., 2012). Para avaliar espalhabilidade, pegajosidade, sensação durante o uso e sensação após aplicação, foi utilizada uma escala de intensidade de 5 pontos (1-péssimo; 2-ruim; 3-razoável; 4-bom; 5-excelente). A avaliação das amostras foi realizada por uma equipe composta de 30 julgadores não treinados, com faixa etária entre 18 anos e 60 anos, consumidores de produtos semelhantes. Os julgadores aplicaram uma quantidade padronizada de cada formulação em regiões distintas do antebraço e em seguida receberam um Questionário de Avaliação Sensorial, onde atribuíram notas aos atributos de qualidade.

Avaliação dos dados

Os dados foram tabulados e avaliados estatisticamente através da análise de variância (ANOVA), considerando um nível de significância de 5 % ($p < 0,05$) utilizando programa GraphPad InStat 3.1 (2019). Os resultados também foram analisados através do Índice de Aceitabilidade (IA) e por distribuição de frequência de notas de aceitação. Para realizar o cálculo de IA foi adotada a expressão matemática segundo Dutcosky (2013) e Minim (2013), sendo $IA (\%) = (A \times 100) / B$, Onde: IA – índice de aceitabilidade do produto avaliado; A – nota média da escala hedônica; B – nota máxima possível para ao produto. Valores de IA superiores que 70% são considerados satisfatórios.

3. Resultados e Discussão

O desenvolvimento de formulações eco-amigáveis ainda é pouco explorado, pois requer conhecimentos adicionais ao formulador e que vão desde as considerações das características físicas, químicas, físico-químicas e biológicas das matérias-primas e dos princípios-ativos usados na elaboração das fórmulas, como também na utilização do conceito de ciclo de vida dos produtos e seus impactos ambientais. Para algumas certificadoras, ingredientes obtidos por processos químicos como etoxilação, sulfatação, sulfonação, propoxilação, fosfatação não são permitidos, enquanto outros, como a saponificação, hidrogenação, esterificação, alquilação e transesterificação podem ser tolerados. Matérias-primas sintéticas e semissintéticas, no geral, não são recomendadas para uso em cosméticos, assim como o uso de corantes sintéticos, fragrâncias sintéticas, silicones, quaternários de amônio, derivados do petróleo, aminas e amidas sintéticas, propilenoglicol, butilenoglicol, etilenoglicol, polietilenoglicol, entre outros. Algumas substâncias semissintéticas podem ser utilizadas levando em consideração o cálculo da quantidade permitida (RIBEIRO, 2010; ECOCERT, 2012; IBD, 2013).

Neste estudo, durante o processo de criação de um esfoliante corporal eco-amigável, buscou-se privilegiar o emprego de componentes com certificação ECOCERT (2012). O creme esfoliante F1 foi formulado com o autoemulsionante Cetearyl Oliviate, Sorbitan Oliviate que é uma combinação de ácidos graxos derivados do óleo de oliva, quimicamente similares à composição de lipídeos da superfície da pele. Tem propriedade de formar cristais líquidos biomiméticos com elevado poder hidratante e boa espalhabilidade. É, seguro, hipoalergênico, livre de polietilenoglicol (peg-free) (SOUZA; ANTUNES JÚNIOR, 2016; CECCATTO; SCATOLIN, 2018).

O Cetyl Palmitate, Sorbitan Palmitate, Sorbitan Oliviate trata-se de uma cera derivada do azeite de oliva com a capacidade de aumentar a estabilidade das formulações. Selecionada para compor cosméticos de alta qualidade com propriedade hidratante, não oleosa pode auxiliar na prevenção da oxidação de lipídios vegetais (CECCATTO; SCATOLIN, 2018). O Hydroxypropyl Starch Phosphate é um polímero à base de amido pré-gelatinizado, de origem natural, caráter não-iônico, biodegradável, foi utilizado como co-emulsionante com capacidade para estabilizar emulsões, aumentar a viscosidade e melhorar o sensorial (BRITO et al., 2011; SOUZA e ANTUNES JUNIOR, 2016).

Para evitar possível oxidação dos óleos vegetais, foi usado o acetato de tocoferol como antioxidante (SOUZA; JUNIOR, 2016). O sistema conservante foi composto por Phenoxyethanol (and) Methylisothiazolinone, a fim de se prolongar o período de estabilidade da formulação (SOUZA; JUNIOR, 2016). A água foi utilizada como fase aquosa para completar a preparação. Adicionalmente a glicerina foi empregada como umectante por contribuir sinergicamente com o efeito hidratante (ROWE; SHESKEY; QUINN, 2009; RIBEIRO, 2010). O pó de café foi usado como esfoliante mecânico, associado ao óleo de café pode apresentar efeito sinérgico como hidratante, emoliente, antioxidante e indutor da lipólise (RIBEIRO, 2010; DUPONT, et al. 2014) e também absorvente da radiação UVB (KROYER et al., 1989; PEREDA et al., 2009; SAVIAN et al., 2011; WAGEMAKER et al., 2012; CHIARI et al., 2014; NOSARI et al., 2015; MARTO et al., 2016). O uso do óleo de café pode agregar valor cosmético para os produtos desenvolvidos.

Na amostra F2 foram substituídos o agente emulsionante e o emoliente para comparação das propriedades com F1. Foi utilizada a base autoemulsionante sintética Cetearyl Alcohol and Cetareth 20 and Mineral Oil and Lanolin Alcohol and Petrolatum de caráter não iônico cuja composição se constitui de ingredientes obtidos da lanolina (derivado animal), produtos etoxilados e hidrocarbonetos do petróleo, ingredientes estes não recomendados por certificadoras de produtos naturais e orgânicos (ECOCERT, 2012). O Decyl Oleate foi utilizado como emoliente (SOUZA; ANTUNES JUNIOR, 2013).

O uso de ingredientes de origem vegetal pode alterar o sensorial dos produtos e suas características físico-químicas. Neste estudo os testes de estabilidade preliminar e

avaliação sensorial permitiram estabelecer parâmetros de comparação entre as amostras a fim de verificar se a substituição de ingredientes sintéticos por componentes derivados de insumos vegetais altera as características físico-químicas e aceitabilidade dos esfoliantes. De acordo com os resultados obtidos (Tabela 2), as amostras F1 e F2 não apresentaram alterações importantes, com exceção do teste de homogeneidade por centrifugação para amostra F2 que apresentou sedimentação das partículas do pó de café.

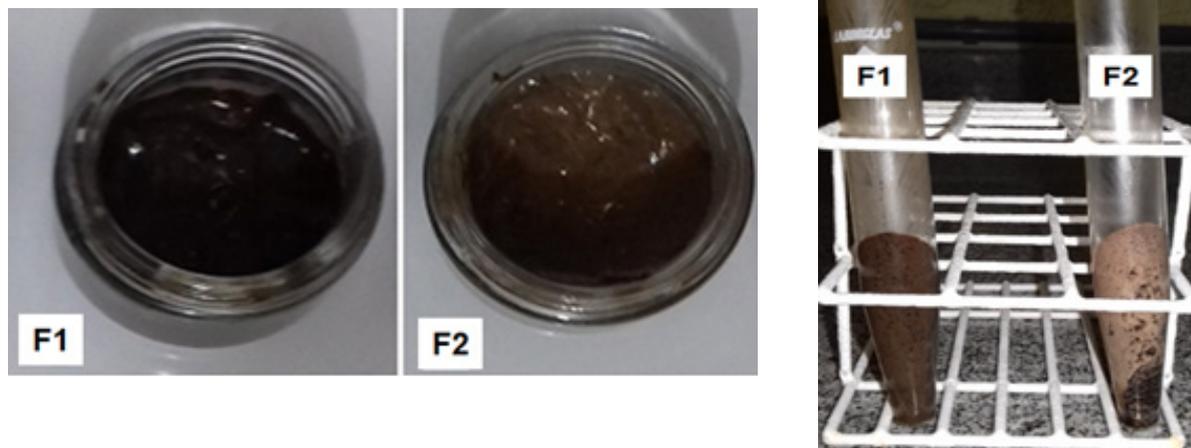
O teste de centrifugação produz estresse simulando a força de gravidade, aumentando a mobilidade das partículas e antecipando possíveis instabilidades (BRASIL, 2004). Problemas de sedimentação de partículas podem comprometer a estabilidade física durante o tempo de prateleira do produto. A cor, odor e aspecto da F1 que apresentou leve alteração a partir de 21 dias de armazenamento em condições forçadas. Segundo o Guia de Estabilidade de Produtos Cosméticos (BRASIL, 2004) as amostras devem permanecer estáveis por, no mínimo, 15 dias sob luz solar e pequenas alterações são aceitáveis em temperaturas elevadas. O aspecto dos produtos pode ser visualizado na Figura 2.

Tabela 2- Resultados da avaliação das características das formulações em função do tempo, e temperatura condições de armazenamento.

Temperatura/ Tempo	Ambiente (25° ± 5°C)					Estufa (40° ± 2°C)					Geladeira (5° ± 2°C)					Luz natural indireta (25° ± 5°C)					
	0	7	14	21	28	0	7	14	21	28	0	7	14	21	28	0	7	14	21	28	
	F1																				
Aspecto	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	
Cor	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	SA	SA	SA	SA	LA	
Odor	SM	SM	SM	SM	LM	SM	SM	SM	LM	LM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	
Avaliação tátil	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	
pH	5,6	5,7	5,6	5,5	5,5	5,6	5,4	5,4	5,3	5,1	5,6	5,6	5,7	5,7	5,6	5,6	5,6	5,6	5,6	5,5	5,4
Centrifugação	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS	SS
F2																					
Aspecto	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA
Cor	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA	SA
Odor	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	LM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM	SM
Avaliação tátil	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA	AA
pH	5,9	5,9	5,4	5,4	5,4	5,9	5,8	5,3	5,2	5,1	5,9	5,8	5,5	5,5	5,3	5,9	5,8	5,4	5,4	5,4	5,3
Centrifugação	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS	LS

Legenda: Aspecto: SA- Normas, sem alteração; LA- Levemente alterado; TA- Totalmente alterado. Cor: SA – Sem Alteração; LM- Ligeira Alteração; MM – Muito Alterado. Odor: SM – Sem Modificação; LM- Ligeira modificação; MM – Muito Modificado. Avaliação tátil: MA- Muito Agradável; AG – Agradável; Agradável e Áspero – AA; PA – Pouco Agradável; DE- Desagradável. Homogeneidade por centrifugação: SS – Sem Separação; LS: Levemente Separado; TS- Totalmente separado. Itens tarjados indicam alterações ocorridas. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

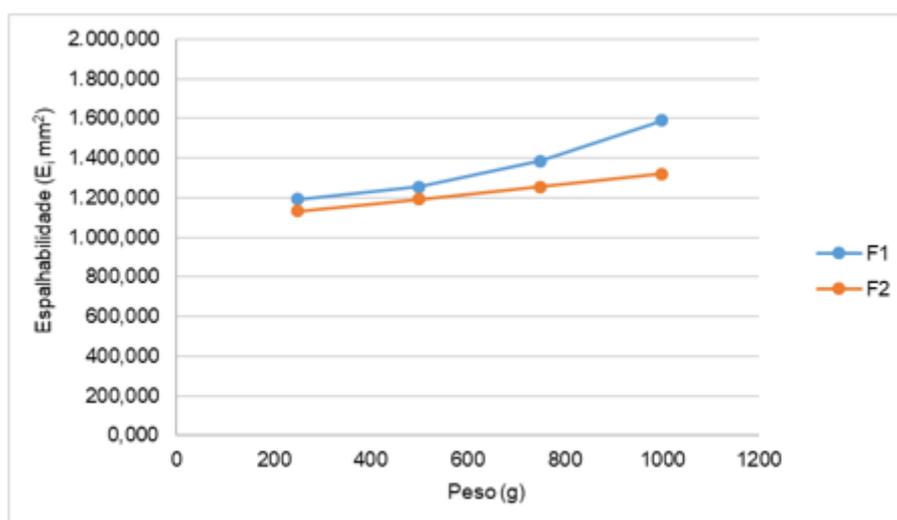
Figura 2 - Aspecto das amostras a) após o preparo (T0); b) após teste de centrifugação (T0). Fonte: Dados da Pesquisa (2019).



O pH manteve-se dentro dos parâmetros exigidos. O pH ligeiramente ácido da pele é um importante fator de proteção, manutenção barreira epidérmica e processos de reparação celular. Em adultos o pH da pele é menor do que 5 ($\text{pH} < 5$) (DARLENSKI, FLUHR, 2017).

A espalhabilidade representa uma importante característica das formulações destinadas à aplicação tópica, pois está relacionada com a facilidade e rendimento da aplicação do produto sobre a pele (BORGHETTI e KNORST, 2006). Neste trabalho o teste foi usado como opção para avaliar a capacidade de expansão das formulações estudadas sobre uma superfície em função do peso. Os resultados da comparação da espalhabilidade entre F1 e F2 estão representados na Figura 3. A pequena diferença no resultado pode ser atribuída às propriedades intrínsecas do tipo de cada base auto-emulsiva ou ainda com os componentes utilizados na elaboração dos produtos.

Figura 3 - Espalhabilidade das formulações armazenadas em temperatura ambiente (T0) em função do peso adicionado. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).



Insumos vegetais podem modificar os a sensação do produto na pele, logo, avaliação sensorial é importante e serve para dar ideia da aceitação do produto no mercado consumidor.

A Tabela 3 mostra a pontuação média e desvios-padrão relacionados com: aparência, odor, cor, textura e aceitação global. A análise estatística foi efetuada com o intuito de identificar se existe diferença significativa entre as amostras. De acordo com os resultados há diferença significativa em relação à cor e aceitação global ($p < 0,05$) inferindo que o uso de insumos de origem vegetal pode repercutir na sensação causada na pele.

Tabela 3 - Resultados da avaliação sensorial das formulações.

	Aparência	Cor	Odor	Textura	Aceitação Global
	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)
	6,60±1,57 73,33	5,30±1,79* 70,00	5,47±1,79 71,85	7,73±1,41 85,92	7,70±1,05* 85,55
	6,03±1,69 67,00	5,78±1,75 72,96	5,80±1,77 64,44	7,40±1,63 82,22	7,03±1,92 78,14

Resultados expressos em termos de média ± desvio-padrão. Escala hedônica afetiva de 1= desgostei muitíssimo a 9= gostei muitíssimo. Teste t-Sudent. Resultados não significativos para $p > 0,05$.

***Resultados significativos para $p < 0,05$. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).**

É possível observar que as pontuações para o IA foram superiores a 70%. Os resultados para os atributos avaliados depois do uso das amostras encontram-se na Tabela 4. De acordo com Dutcosky (2013), o produto pode ser sensorialmente bem aceito quando IA é acima de 70%. A média de IA para todos os atributos avaliados foi de 81,1 % para F1 e 79,8% para F2, logo, a formulação considerada "eco-amigável" foi mais bem aceita entre os voluntários que avaliaram os produtos.

Tabela 4 - Resultados da avaliação sensorial das formulações.

	e pegajosidade	ação ao uso	palhabilidade	r esfoliante	ação após o uso	ência após lavagem
	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)	Média ± DP IA (%)
	3,73±0,74 74,66	90±0,55* 78,0	4,53±0,63 90,6	90±0,71 78,0	53±0,62 90,6	63±0,62 92,6
	3,83 ±0,65* 77,6	13± 0,57 82,5	4,10±0,66 82,0	20±0,66 84,0	17±0,69 83,4	23±0,73 84,6

Resultados expressos em termos de média ± desvio-padrão. Escala hedônica afetiva 1= Péssimo, 2= Ruim, 3= Regular, 4= Bom e 5= Excelente. . Teste t-Student entre dois grupos. Resultados não significativos para $p > 0,05$. *Resultados significativos para $p < 0,05$. Fonte: Dados da Pesquisa (2019).

Os resultados obtidos foram ao encontro da expectativa dos formuladores e puderam demonstrar boa aceitação da amostra eco-amigável de esfoliante produzido com pó café. Finalmente, é importante registrar que a F1 apresenta 99,75% de ingredientes biodegradáveis onde a maioria, ou apresenta selo de certificação ou é aceita para uso em cosméticos (ECOCERT, 2012). Embora sejam requeridos estudos mais aprofundados para avaliar o impacto da F1 no meio ambiente, esta pesquisa pode contribuir para um direcionamento na formulação de novos produtos que resultem em menor impacto ambiental e sejam mais seguros para a saúde dos consumidores.

4. Conclusão

De acordo com os achados desta pesquisa, foi possível constatar que o pó de café pode ser utilizado em fórmulas de esfoliantes corporais em substituição às microesferas de plástico. Ademais, a substituição de ingredientes sintéticos que ainda hoje são amplamente utilizados em preparações cosméticas, não impactou na estabilidade e aceitação dos produtos formulados com insumos biodegradáveis derivados de fontes vegetais, fato este que pode ser constatado nos resultados obtidos durante o estudo de estabilidade e avaliação sensorial. Não houve diferença significativa na comparação das amostras F1 e F2, entretanto a formulação F1, foi a mais aceita sob o ponto de vista sensorial. A fórmula eco-amigável de esfoliante corporal usando pó de café, demonstrou grande potencialidade e aplicabilidade em produtos de higiene pessoal visando a produção de cosméticos de forma mais sustentável.

REFERÊNCIAS

- BORGES, R.C.G.; GARVIL, M.P. ROSA, G.A. A. Produção de fitocosméticos e cultivo sustentável da biodiversidade no Brasil. e-RAC, v.3, n.1, 2013. Disponível em: <<http://www.computacao.unitri.edu.br/erac/index.php/e-rac/article/view/158>>. Acesso em: 19/03/2019.
- BORGHETTI, G.S.; KNORST, M.T. Desenvolvimento e avaliação da estabilidade física de loções O/A contendo filtros solares. Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas. v.42, n.4, p.531-537, 2006.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Gerência Geral de cosméticos. Guia de estabilidade de produtos cosméticos. Brasília: ANVISA, 2004, 52 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Guia de Controle de Qualidade de Produtos Cosméticos. 2a. ed., Brasília: ANVISA, 2007, 120 p.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução da Diretoria Colegiada nº 7, de 10 de fevereiro de 2015. Dispõe sobre os requisitos técnicos para a regularização de produtos de higiene pessoal, cosméticos e perfumes e dá outras providências. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br>>. Acesso em: 26/06/2019.
- BRITO, G. F. et al. Biopolímeros, polímeros biodegradáveis e polímeros verdes. Revista eletrônica de materiais e Processos, v. 6, n. 2, p. 127-139, 2011.
- CECCATTO, Priscila da Silva; SCATOLIN, Danila Aparecida Buoro. O uso da oliva em formulações cosméticas. Medicina e Saúde, v. 1, n. 1, p. 61-71, jan./dez. 2018.
- CHIARI, B.G. et al. Synergistic effect of green coffee oil and synthetic sunscreen for health care application. Industrial Crops and Products, v. 52, p. 389-393, 2014.
- DARLENSKI, R.; FLUHR, J.W. Measurement of skin surface acidity: measuring skin pH. Agache's Measuring the Skin: Non-invasive Investigations, Physiology, Normal Constants, p. 113-120, 2017.
- DRAELOS, Z.D. Cosmecêuticos. Rio de Janeiro: Elsevier, 2005, 246p.
- DUPONT, Eric et al. An integral topical gel for cellulite reduction: results from a double-blind, randomized, placebo-controlled evaluation of efficacy. Clinical, cosmetic and investigational dermatology, v. 7, p. 73, 2014. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3933246/>> Acesso em: 01/06/2019.

DUTCOSKY, S. D. Análise sensorial de alimentos. 4. ed. Curitiba: Champagnat, 2013. 531 p.

ECOCERT. Referencial Ecocert: cosméticos naturais e orgânicos. 2012, 35p. Disponível em: <<http://brazil.ecocert.com/system/files/Referencial-Cosmeticos-Naturais-e-Organicos-Ecocert/index.pdf>>. Acesso em: 22/01/2020.

FERREIRA, A.O.; BRANDÃO, M. Guia prático da farmácia magistral. São Paulo: Pharmabooks, 2008.

FONSECA-SANTOS, B.; CORREA, M.; CHORILLI, M. Sustainability, natural and organic cosmetics: consumer, products, efficacy, toxicological and regulatory considerations. Braz. J. Pharm. Sci., São Paulo, v. 51, n. 1, p. 17-26, Mar. 2015.

IAL. INSTITUTO ADOLFO LUTZ. Métodos físico-químicos para análise de alimentos – São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 2008 p.1020

IBD. INSTITUTO BIODINÂMICO. Diretrizes para a certificação de produtos de saúde e beleza orgânicos e naturais e para matérias-primas orgânicas e naturais. 4a. ed., 2013.

ISAAC V, CHIARI BG, MAGNANI C, CORRÊA MA. Análise sensorial como ferramenta útil no desenvolvimento de cosméticos. Rev Ciênc Farm Bas Apl, 33(4):479-488, 2012.

ISAAC, V.L.B. et al. Protocolo para ensaios físico-químicos de estabilidade de fitocosméticos. Latin American Journal of Pharmacy, 2008. Disponível em: <http://serv-bib.fcfar.unesp.br/seer/index.php/Cien_Farm/article/viewFile/438/421 >. Acesso dia 31.março.2016.

KROYER, G.T.; KRETSCHMER, L.; WASHUTTL, J. Antioxidant properties of tea and coffee extracts. In: Agriculture, food chemistry and the consumer, Versailles (France), 27-29 Sep 1989. INRA, 1989.

LOHSE-HANSON, C.; SKUTA, G.; KESSLER, K. Plastic microbeads in Minnesota: Potential impacts of plastic microbeads, used in many consumer products, on environmental and human health. Minnesota Pollution Control Agency, 2014

MARTO, J. et al. The green generation of sunscreens: Using coffee industrial sub-products. Industrial Crops and Products, v. 80, p. 93-100, 2016.

MINIM, V.P.R. Análise sensorial: estudos com consumidores. Universidade Federal de Viçosa, 2013, 332p.

MOORE, C.J. Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. Environmental Research, v.108, p 131-139, 2008.

MOUSSAVOU, U.P. A.; DUTRA, V.C. Controle de Qualidade de Produtos Cosméticos. Rede de Tecnologia e Inovação do Rio de Janeiro – REDETEC, 2012, 35p.

NATRUE. TRUE FRIENDS OF NATURAL COSMETICS. NATRUE Label: requirements to be met by natural and organic cosmetics Version 3.8, 2019. Disponível em: <https://www.natrue.org/uploads/2019/06/EN-NATRUE-Label_Requirements_V3_8-1-1.pdf>. Acesso em: 22/01/2020.

NOSARI, A.B.F.L. et al. Improved green coffee oil antioxidant activity for cosmeceutical purpose by spray drying microencapsulation. Revista Brasileira de Farmacognosia, v. 25, n. 3, p. 307-311, 2015.

PEREDA, M.C.V.P.; DIEAMANT, C.G.; EBERLIN, S.; NOGUEIRA, C.; COLOMBO, D.; DI STASI, L.C.; SOUZA-QUEIROZ M.L. Effect of green Coffea arabica L. seed oil on

extracellular matrix components and water channel expression in in vitro and ex vivo human skin models. *Journal of cosmetic dermatology*, v. 8, n. 1, p. 56-62, 2009.

PETA. PEOPLE FOR THE ETHICAL TREATMENT OF ANIMALS. ANIMAL. Derived ingredients list, 2017. Disponível em: <<https://www.peta.org/living/food/animal-ingredients-list/>>. Acesso em: 22/01/2020.

RIBEIRO, C. *Cosmetologia Aplicada a Dermoestética* 2ª edição. São Paulo: Pharmabooks, 2010.

RIBEIRO, H. et al. From coffee industry waste materials to skin friendly products with improved skin fat levels. *European journal of lipid science and technology*, v. 115, n. 3, p. 330-336, 2013.

ROWE, R. C.; SHESKEY, P.; QUINN, M. *Handbook of pharmaceutical excipients*. Livros Digitales: Pharmaceutical Press, 2009.

SANTOS, A.G.; SALGADO, H.R.N.; CORRÊA, A.A.; CHORILLI, M.; MOREIRA, R.R.D.; PIETRO, R.C.L.R.; ISAAC, V.L.B. Fitocosméticos. In: SOUZA, G.H.B.; MELLO, J.C.P.; LOPES, N.P. (Organizadores). *Farmacognosia: coletânea científica*. Ouro Preto: UFOP, 2012, p. 19-68.

SANTOS DORIGO, L.; SARON, A. Aproveitamento do resíduo da borra de café em substituição à solução nutriente para cultivo de alface hidropônica. *InterfacEHS*, v. 14, n. 2, 2019

SAVIAN, A.L.; VARELLA, F.T.; ATAYDE, M.L.; SILVA, C.B. Desenvolvimento e avaliação preliminar da estabilidade de emulsão não-iônica O/A contendo óleo de café verde como potencializador de fator de proteção solar. *Rev. Bras. Farm*, v. 91, n. 2, p. 82-8, 2011.

SOUZA, V.M.; ANTUNES JUNIOR, D. *Ativos dermatológicos: Dermocosméticos e nutracêuticos*. São Paulo: Daniel Antunes Junior, São Paulo: Daniel Antunes Junior, 2016, 826p.

SVB. SOCIEDADE VEGETARIANA BRASILEIRA. Certificado selo vegano. 2017. <https://www.svb.org.br/component/search/?searchword=selo%20vegano&searchphrase=all&Itemid=465>

WAGEMAKER, T.A.L.; FERNANDES, A.S.; MAIA CAMPOS, P.M.; RODRIGUES, L.M.; RIJO, P. Evaluation of antioxidant and antimicrobial activities of green coffee oil in cosmetic formulations. *Biomedical and Biopharmaceutical Research*, v. 2, n. 9, p. 207-214, 2012.

Vacuoterapia associada a bioativos cosméticos no tratamento da Alopecia Androgenética

Vacuotherapy associated cosmetics bioactives in the Androgenetic Alopecia treatment

Airton Toffanello^{1,2}, João Paulo Correia Gomes¹, Carla Aparecida Pedriali Moraes¹

¹Serviço Nacional de Aprendizagem Comercial - SENAC

Curso de Pós Graduação em Cosmetologia Aplicada à Estética

²Universidade Norte do Paraná - UNOPAR Centro, SP, Brasil, Curso Superior Estética e Imagem Pessoal

(toffanellovisage1@gmail.com, joao.pcgomes@sp.senac.br, capedriali@hotmail.com)

Resumo. Alopecia Androgenética (AAG) acomete geneticamente, homens e mulheres tendo um fator causal comum a perda dos cabelos e rarefação capilar. Esta pesquisa trata-se de uma revisão bibliográfica sobre a utilização da vacuoterapia associada a bioativos cosméticos no tratamento da Alopecia androgenética. Espera-se que este estudo contribua na investigação da evolução do folículo piloso e consequentemente os resultados possivelmente positivos no que se refere ao restabelecimento da rarefação e enfraquecimento do sistema capilar com essa nova técnica, proporcionando mais uma prática terapêutica no exercício da tricologia.

Palavras-chave: vacuoterapia, Alopecia Androgenética (AAG), cosmético, microbioma, calvície

Abstract. Androgenetic alopecia (AAG) affects genetically, men and women with a common causal factor of hair loss and hair thinning. This study is a bibliographic review about the use of vacuotherapy associated with cosmetic bioactive in the treatment of androgenetic alopecia. Expected that this study will contribute to the investigation of the evolution of the follicle hair and, consequently, the positive results regarding to the restoration of thinning and weakening of the capillary system with this new technique, providing yet another therapeutic practice in the trichology.

Key words: vacuotherapy, Androgenetic Alopecia (AGA), cosmetics, microbiome, baldness

1. Introdução

Os cuidados com os cabelos são uma preocupação constante para a espécie humana e desde os tempos remotos, a aparência dos cabelos indicavam qual era sua posição na sociedade. Os cabelos indicavam se a pessoa era um rei, um escravo, um guerreiro ou um sacerdote (GOMES, 2019).

Nos tempos atuais os cabelos indicam diversas características como um estilo mais comportado e clássico ou mais inovador e radical. Também indica o estado de saúde, o nível de cuidados pessoais, além de aspirações individuais como elegância, liberdade entre outros (GOMES, 2019).

O Brasil é o terceiro maior mercado mundial de consumo para a categoria de produtos capilares. A importância desse universo pode ser explicada devido à diversidade étnica encontrada no Brasil, fruto da miscigenação de raças. A mulher brasileira possui grande variedade de cabelos e, além disso, está sempre aberta a mudanças. Muitos novos produtos surgiram nos últimos tempos tais como sérums, sprays, géis, diferentes tipos de shampoos e condicionadores (ABIHPEC, 2019).

A perda dos cabelos pode ocorrer por motivos diversos mas as principais ocorrências da queda capilar em tempos atuais estão associadas as alopecias. Entretanto, foram os estudos científicos de J. B. Hamilton, que no início da década de 40, mostraram que a Alopecia Androgenética (AAG) não se desenvolvia antes da puberdade, em eunucos e em pacientes que por algum distúrbio hormonal qualquer não produziam a testosterona. Além do mais os pacientes geralmente tinham um ancestral calvo. Concluiu-se então que a AAG se resulta da ação do hormônio masculino, a testosterona, em folículos pilosos geneticamente predispostos (CRANWELL & SINCLAIR, 2016).

A causa mais comum de alopecia que acomete ambos os sexos é a Androgenética (AAG) e sua característica está na alteração do ciclo fisiológico capilar convertendo fios terminais em velos através da miniaturização folicular paulatina com fios encurtados, finos e despigmentados (KRAUSE & FOITZIK, 2006).

A Sociedade Brasileira de Dermatologia descreveu que a alopecia está entre as queixas mais frequentes em seus pacientes entre 15 a 39 anos nos consultórios dermatológicos (SOCIEDADE BRASILEIRA DE DERMATOLOGIA, 2006). Ambos os sexos são afetados pela AAG, e mais de 50% dos homens apresentam algum grau de calvície normalmente após os 50 anos (NORWOOD, 1975). Já em mulheres as estimativas são heterogêneas e sua ocorrência inicia-se após os 50 anos e em percentuais de 30% após os 70 anos (NORWOOD, 2001).

Afrodescendentes e asiáticos demonstram menor prevalência e variações em dados epidemiológicos em relação aos caucasianos, fato que no processo andrógeno dependente encontra-se o sexo masculino e nas mulheres a interferência hormonal é incerta de forma que o termo APF (alopecia de padrão feminino) apresenta uma melhor definição a entidade. Mesmo muito frequente nos consultórios de dermatologia a (AAG) ainda é um desafio na referência terapêutica e diagnóstica (XU et al, 2009).

Geneticamente a herança suspeita é poligênica e apenas o gene receptor de andrógenos está implicado até o momento nesta hereditariedade. Os ciclos de crescimento tornam-se encurtados em folículos pré-programados associados ao afinamento da haste (miniaturização folicular)(MULINARE-BRENNER; SOARES, 2009).

A vacuoterapia ou ventosaterapia ou ainda denominada endermologia é uma técnica já usada, na antiguidade pelos chineses e egípcios. Segundo Cardoso e Reus (2018) há relatos de experiências mencionados por Hipócrates sobre o uso dessa técnica. Borges (2010), comenta que esse procedimento consiste na utilização de pressão negativa, através de ventosas de diferentes formas e diâmetros e pode ser indicado nos tratamentos estéticos

e terapêuticos corporais e faciais que estimulam a circulação sanguínea local, inclusive no couro cabeludo. Ainda segundo Cardoso e Reus (2018) a pressão produzida pelo vácuo na endermoterapia com as massagens garante o aumento da permeabilidade da membrana e do fluxo sanguíneo e linfático, o que promove a eliminação de toxinas.

Compreender o ciclo de crescimento dos pelos e conhecer a patogenia da Alopecia Androgenética (AAG) é um interesse significativo nos últimos tempos. Perder o cabelo não implica em saúde, mas positivamente na qualidade de vida e estima das pessoas.

Portanto este trabalho tem como objetivo avaliar a vacuoterapia associada a bioativos cosméticos no tratamento da Alopecia Androgenética (AAG).

Para tanto foi realizado uma revisão bibliográfica abrangendo o período de 2009 a 2019 com os seguintes descritores: vacuoterapia capilar, Alopecia Androgenética (AAG), cosmético, microbioma e calvície. As bases de dados consultadas foram SCIELO, LILACS, Biological Abstract, Medline e Life Science. Além dos trabalhos indexados nas bases pesquisadas, foram consultados outros. Sempre que necessário, foram incluídos artigos publicados em data anterior ao ano de 2009.

2. Revisão de Literatura

2.1 Fisiologia capilar

A fibra de cabelo é uma proteína, ou seja, um polímero biológico composto de aminoácidos unidos por ligações peptídicas (SOUZA, 2007).

O cabelo cresce um centímetro por mês. Sua vida oscila de 5 a 8 anos, dependendo, em grande parte, da saúde de cada pessoa. O crescimento do cabelo está regulado pelas glândulas tireóides e genitais (STAMPACCHIO, 2010).

Na fisiologia do cabelo ocorrem três fases evolutivas associadas ao nascimento, crescimento e substituição por uma nova haste e elas são: anágena, fase de intensa atividade mitótica no bulbo que pode durar de 3 a 6 anos; catágena, nessa fase as mitoses são interrompidas e a apoptose das células da matriz e da bainha interna é iniciada, ocasionando retração da porção inferior do folículo até o nível da inserção do músculo eretor do pelo e a duração da fase catágena é de duas semanas; e a fase telógena, também conhecida como fase de repouso. Nesta etapa as células da papila emitem sinais para promover a atividade mitótica das células-tronco para iniciar uma nova fase anágena e tem duração de três meses (FOCHESATTO FILHO & BARROS, 2013).

2.2 Alopecia androgenética (AAG)

Alopecia androgenética (AAG) comumente conhecida como calvície é uma manifestação fisiológica que ocorre em indivíduos geneticamente predispostos levando a "queda dos cabelos" (SIMPLICIO, 2013). Ao atingir o couro cabeludo de pacientes com tendência genética para a calvície, a testosterona sofre a ação de uma enzima, a 5-alfa-redutase, e esta é transformada em dihidrotestosterona (DHT). O DHT atua sobre os folículos pilosos promovendo a sua diminuição progressiva a cada ciclo de crescimento dos cabelos, que vão se tornando menores e mais finos. O resultado deste processo de diminuição e afinamento dos fios de cabelo é a calvície. Na AAG não ocorre perda definitiva do cabelo, e sim o encurtamento da fase anágena (crescimento) e o prolongamento da fase telógena (repouso e regeneração) e é conduzido a um processo chamado de miniaturização (RANDALL, 2007; SINCLAIR, 2005).

A patogênese unificadora quanto a Alopecia Androgenética nas espécies humanas e símios encontra-se no real envolvimento do sexo masculino e feminino, e a localização e padronização regional no couro cabeludo e a concomitância tegumentar oleosa assim

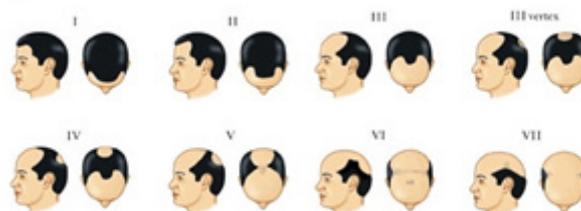
como a sua apresentação quanto as rarefações capilares que acontecem regionalmente nos homens de forma mais focal ou localizada enquanto que em mulheres ocorrem de forma mais difusa (GAN & SINCLAIR, 2005).

Após a puberdade a Alopecia Androgenética atua com a recessão bitemporal simétrica e evolui acometendo o vértice. Sua progressão é normalmente variável e quanto mais cedo a sua ocorrência ocorrer, geralmente será com maior exuberância. Em meninos entre 15 e 17 anos são observados sinais precoces de calvície na taxa de 14% e em 5% dos homens apresentam a forma difusa lembrando o padrão feminino, porém, essa apresentação é mais comum em asiáticos (OLSEN, 2008).

O padrão feminino a AAG apresenta-se entre a terceira e quarta década de vida podendo ser agravada na menopausas e as características são o afinamento difuso de hastes capilares. Normalmente não ocorrentes na linha de implantação frontal (hair line) mas visível ao repartido central dos cabelos com um aumento considerável e na fase inicial também pode ocorrer a queda dos cabelos seguida de afinamento (GAN & SINCLAIR, 2005).

Brian (2014) comenta que a soma e conseqüentemente o resultado de das investigações feitas pelos doutores James Hamilton e Otar Norwood servem de escala atual na medição do grau de calvície que acometem os homens e é demonstrado na Figura 1.

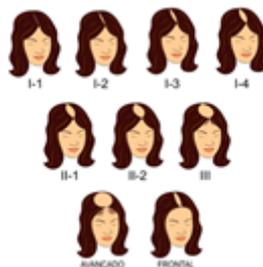
Figura 1 – Calvície Padrão Hamilton-Norwood



Fonte: BRYAN, 2014.

Ainda segundo Brian (2014), nas mulheres essa calvície ocorre de forma peculiar. A escala de Savin foi criada medindo o grau de perda e enfraquecimento nos indivíduos do sexo feminino conforme ilustrado na Figura 2.

Figura 2 – Calvície Padrão Savin



Fonte: BRYAN, 2014.

2.3 Vacuoterapia

A vacuoterapia ou endermologia, é um tratamento que consiste em deslizar um equipamento sobre a pele, realizando uma sucção que descola a pele do músculo, sendo ótima para remover contraturas e melhorar a circulação linfática e sanguínea. Esse tratamento estético é normalmente usado para combater a celulite e a gordura localizada. Essa técnica consiste em melhorar a maleabilidade do tecido, com ação inclusive nas etapas mais avançadas dos distúrbios, suavizando o aspecto acolchoado da pele, estimulando a dissolução dos nódulos, liberando as aderências teciduais e favorecendo a diminuição dos transtornos circulatórios. (SILVA 2002; AVRAM, 2004).

A técnica da vacuoterapia ou ventosaterapia utiliza muitos equipamentos e formas de aplicação, que pode variar desde a utilização de bombas de sucção eletrônicas, mecanizadas ou elétricas. Pode ser de pressão negativa contínua ou pulsada através de ventosas destinadas à inúmeros procedimentos terapêuticos corporais e faciais. A massagem com dispositivo mecânico de sucção com ventosas levanta o tecido criando uma dobra e a mobilizando. Sua função é proporcionar melhora na rigidez tecidual com efeito reverso em elasticidade. Seus efeitos fisiológicos se descrevem em aumento das fibras de colágeno e fibroblastos com alteração fenotípica fibroblástica e orientação do colágeno. Nesse contexto, a sua utilização nos procedimentos estéticos assim como os resultados obtidos projetam uma prática frequente nesta área. (MOORTGAT et al, 2016)

Abbate (1988) em sua patente descreve um protocolo com aparelho de estímulo do tecido facial e pescoço, atuando na melhora circulatória linfática e venosa e assim restabelecendo a permeabilidade do couro cabeludo. Neste processo a ação de sucção por pressão negativa é causada uma dilatação temporária dos capilares e vasos, de forma a facilitar exponencialmente o fluxo de sangue e linfa. Esse mecanismo de sucção pulsante de dois ou mais valores diferenciais com a vácuo são determinantes, devido a uma reação intrínseca natural com o estímulo vaso circulatório interno para externo e do externo para o interno justificando a teoria da vasoconstrição e vasodilatação. O resultado é que o tratamento objeto desta invenção aumenta a circulação extraíndo dos níveis mais baixos o sangue e os nutrientes, enquanto o lixo tóxico é eliminado e o metabolismo celular é bastante aumentado.

Segundo Toffanello (2016), os efeitos da vacuoterapia no tratamento das fisiopatologias capilares são a redução no quadro inflamatório comum a queda capilar, desobstrução folicular, redução e normalização da oleosidade, interrupção no quadro exacerbado de queda capilar, melhora considerada no trato da alopecia androgenética e eflúvio telógeno e também normalização do pH cutâneo.

2.4 Microbioma cutâneo e o couro cabeludo e as formulações cosméticas

Na pele existe um sistema microbiológico que atua benéficamente em sua fisiologia. Fato que torna fundamental a realização da manutenção da barreira cutânea assim como equilibrar o microbioma cutâneo, auxiliando e prevenindo a proliferação de microrganismos patogênicos mantendo o pH da pele, minimizando ou até evitando alterações fisiológicas no couro cabeludo. A hidratação é uma grande aliada e mantenedora da integridade dessa barreira e pode ser preservada a utilização cosmética de bioativos de uso tópico com funções antioxidantes, anti-inflamatórias, cicatrizantes, despigmentantes com a finalidade de renovar as células e equilibrando o microbioma tecidual (MADIGAN et al, 2016). Atuar nesse contexto descrito assim como no seguimento mundial cosmeceútico a adição de pré e pós-bióticos é uma realidade e seu intuito é manter a simbiose entre a microbiota local e a homeostase. Pré-bióticos são conhecidos como os ingredientes nutricionais ou substratos moduladores atuantes benéficamente no microbioma. Já as enzimas ou fragmentos da parede celular classificam-se como produto probióticos e regulam a composição da pele por meio do ecossistema de microrganismos tegumentares conhecidas como pós-bióticos (MADIGAN et al, 2016).

Bactérias comensais existem numa relação mútua e benéfica com os humanos ajudando em várias funções inclusive com patogenias que possam ocorrer na pele. De maneira ideal, os microrganismos comensais ajudam a reduzir a quantidade de variantes patogênicas, manutenção do pH da pele e ajudam no desenvolvimento do sistema a medida que o ser humano passa pelas diferentes fases da vida. A barreira cutânea apresenta funções fundamentais no controle da permeabilidade. Sempre que há alterações em seu funcionamento encontramos uma disbiose, isto é, a alteração do microbioma. Nesses casos, a hidratação externa ajuda a integridade da barreira e, conseqüentemente a reequilibrar o microbioma (ROCHA, 2019).

Com o avanço das técnicas moleculares, o termo epigenética é definido como os mecanismos moleculares envolvidos na interação entre fatores ambientais e a expressão da informação contida no DNA. A regulação epigenética modula a expressão gênica (MARLIANI et al, 2016). A análise criteriosa dos cabelos quanto a coloração da haste, do calibre do fio, do formato, entre outros, como da divisão e regionalização craniana demonstra a queda capilar e quais as fontes de deficiências responsáveis por isto. Esta associação se dá aos fatores epigenéticos e seus efeitos adversos. Fatores de crescimento bio-idênticos como endoteliais vasculares ou peptídeos que induzem uma reprogramação celular na camada basal da epiderme mediante modulação dos elementos epigenéticos melhorando as propriedades da pele (MARLIANI et al, 2016).

As emulsões destinadas a fibra capilar ou couro cabeludo costumam ser utilizadas após a lavagem e normalmente com enxague (VOLPE, 2019).

A fibra capilar na sua formação possui uma proteína fibrosa denominada queratina que, diretamente reporta a natural presença de cargas positivas e negativas caracteristicamente oriundas dos aminoácidos em sua composição. No couro cabeludo temos glândulas sebáceas que juntamente com as glândulas sudoríparas écrinas produzem uma emulsão natural graxa com função protetora tegumentar que em sua composição possui água em óleo, ou óleo em água dependendo do indivíduo e da convergência em cada uma das fases (CORREA, 2012).

A sublimidade dessa emulsão natural cosmético-protetora que associada a microorganismos (microbiota tegumentar) proporciona ao tecido, especificamente no couro cabeludo elasticidade, lubrificação e proteção necessárias para que a pele cumpra suas funções fisiológicas. É um substrato orgânico natural rico em vitaminas, sais minerais e ômega onde o cosmético deve cumprir suas funções respeitando esse material graxo mantendo a normalidade morfológica e fisiológica não só dos cabelos, mas também do couro cabeludo evitando assim dificuldades no tratamento a que se propõe (CORREA, 2012).

3. Resultados e Discussão

A vacuoterapia, através da ação do vácuo, promove uma mobilização tecidual que favorece uma hipervascularização da circulação superficial; sendo que ao estimular os linfonodos, o vácuo melhora a atividade do sistema linfático ocasionando a redução do edema da região tratada, proporcionando a melhora da fibrose e aderência, levando a uma sensação de bem-estar (BIOSET, 2008).

Assim essa técnica é baseada na estimulação mecânica dos tecidos cutâneos e subcutâneos e mostra que é capaz de reiniciar a produção natural de colágeno e elastina, fornecendo uma uniformidade à superfície da pele, o que pode estimular o rejuvenescimento celular em profundidade (SANTOS BORGES, 2010).

Os benefícios compreendem a mobilização tecidual favorecendo a hipervascularização obtida por meio da alternância da vasoconstrição e vasodilatação promovida pela pressão negativa. Como consequência há a melhora da fibrose e mobilidade tecidual decorrente de sua extensibilidade ocorrendo a irrigação sanguínea dos tecidos e músculos com a melhora nutricional e trocas metabólicas (BACELAR & VIEIRA, 2006).

A associação da pressão negativa a cosméticos contendo ativos vegetais bio-idênticos auxilia a manutenção do equilíbrio microbiológico tegumentar no ato da ventosagem (TOFFANELLO, 2019).

Segundo Toffanello (2019), há uma melhora da Alopecia Androgenética decorrente do ato da ventosagem por deslocamento tecidual, hiperemia, congestão sanguínea e fluxo de cálcio sanguíneo que provoca uma oxigenação e desobstrução folicular. Além disso, a rigidez e a fibrose no couro cabeludo muito comum neste tipo de alopecia é revertida em mobilidade tecidual, em aporte sanguíneo, em equilíbrio do pH cutâneo, em redução de oleosidade e também em redução da inflamação.

Em nosso corpo possuímos um ecossistema composto por microrganismos que mantém a nossa saúde. São bactérias, fungos, leveduras e outros microrganismos que estão presentes no corpo humano nas mais diversas regiões como genitais, boca, intestinos e pele que juntos colaboram na modulação do sistema imune, na digestão de alimentos, na metabolização medicamentosa, proteção tegumentar dentre outros (FRANQUILINO, 2019).

Emulsões destinadas a fibra capilar ou couro cabeludo costumam ser utilizadas após a lavagem e normalmente com enxague. De consistência fluídica, elas são emulsões normalmente aniônicas ou catiônicas e especificamente em suas funções atuam no condicionamento da fibra ou estabilização tegumentar do couro cabeludo ou pele pois muitas emulsões condicionantes podem ser obstrutivas quando presentes no folículo piloso. A sublimidade dessa emulsão natural cosmético-protetora que associada a microrganismos (microbiota tegumentar) proporciona ao tecido, especificamente no couro cabeludo elasticidade, lubrificação e proteção necessárias para que a pele cumpra suas funções fisiológicas (CORREA, 2012).

Existe uma grande diferença entre os tratamentos cosméticos e os denominados tratamentos dermatológicos. Os tratamentos capilares junto com xampus podem ser de nível cosmético (CORREA, 2012). Em sua ação de limpeza primária de acordo com suas formulações e indicações podem ser também, especialmente para tratamentos e nesse caso suas ações são mais específicas em um âmbito farmacológico atuando diretamente no sistema fisiológico capilar com ação normalizadora ou estimulante do bulbo capilar equilibrando o pH como também as glândulas sebáceas. O xampu tem um papel importante na dinâmica de um protocolo, pois além das propriedades específicas deve colaborar na manutenção do equilíbrio da pele mantendo seus substratos orgânicos preservados (UEBEL, 2006).

A massagem epicrania aplicada normalmente na região da cabeça, pescoço e área auricular tem como essência e origem as massagens orientais e ocidentais e seus efeitos podem ser imediatos ou no médio prazo (MESSI, 2013). As manobras de massagem com drenagem da cabeça ou epicraniais envolvem movimentos associados não tão somente a drenagem em si, mas buscando ao paciente um certo relaxamento (CAMPOS, 2012).

Mislin (1972 apud SANTOS BORGES, 2010, p. 386) comentou que vários métodos de drenagem linfática são empregados e eles tem um item em comum: por meio do contato com a pele, receptores específicos são estimulados e, dependendo do toque na pele, efeitos correspondentes são observados. O ato da massagem tem como finalidade eliminar toxinas ao mesmo tempo em que proporciona mobilidade tecidual e um breve relaxamento.

Neste contexto as substâncias ativas vegetais, fatores de crescimento, pré e pós-bióticos sinergicamente contidos em fórmulas de xampus, de condicionadores, de emulsões e de loções associados a pressão negativa promovem resultados significativos e comprovados no trato a remissão da Alopecia Androgenética e seus efeitos coadjuvantes (VOLPE, 2019). Algumas destas substâncias vegetais muito utilizadas na prática capilar são: (a) a *Serenoa serrulata* que apresenta ação antisseborreica, antiestrogênica e inibidora da enzima 5-alfa redutase (MURUGUSUNDRAM, 2019); (b) o extrato da folha de *Pilocarpus Microphyllus* que é indicada para queda dos cabelos e seborreia. O uso tópico promove o estímulo e

fortalecimento a microcirculação (ANDREAZZA, 2009); (c) o extrato da folha de *Persea gratissima* em uso tópico atua na síntese de colágeno, calmante e hidratante, antioxidante. Rico em vitamina A e D e proporciona aos cabelos brilho, maciez e viço além de hidratação (FLORIEN, 2016); (d) Yeast Extract -em meios de cultura microbiológicos e celular o extrato de levedura fornece aminoácidos, nitrogênio, vitaminas, sendo que em cosméticos tem uma relação muito forte com o trato e equilíbrio tegumentar (ACUMEDIA, 2011); (e) o extrato de *Prunus cerasus* que possui propriedades antioxidantes, queratolítica, e hidratantes (EXCELLENTIA, 2015); (f) *Saccharomyces cerviciae* que é um fungo eucariótico unicelular, considerado um modelo para pesquisa. Sua composição rica em proteínas além dos aminoácidos (complexo T), vitaminas do complexo B, minerais, fósforo, ferro cálcio, silício cobre, zinco selênio, cromo e alumínio (JENABIAN et al, 2010); (g) o extrato de *Arnica montana extract* que confere propriedades antimicrobianas, anticasca e cicatrizante muito utilizada em produtos capilares, produtos à base de água, alcoólicos e aquosos assim como em emulsões (SPECIALCHEM, 2019); (h) *Rosmarinus officinalis* que é calmante, antioxidante, estimulante e reduz a permeabilidade capilar (FITOTERAPIA, 2019); (i) o extrato da folha de *Menta piperita* que regula a produção de sebo e a caspa. É um vasoconstritor e desintoxicante (AMARAL, 2015); (j) o extrato de *Daucus carota* que é rico em betacarotenos e antioxidantes e também em vitaminas A e C, cálcio, magnésio e potássio. O extrato em estado aquoso tem sido muito utilizado em cosméticos capilares minimizando os efeitos da enzima 5-alfa redutase (RESEARCH & REVIEWS, 2014).

4. Conclusão

A terapêutica da vacuoterapia com substâncias ativas vegetais mesmo em curto período demonstra a eficácia em maior ou menor percentual, porém em níveis significativos em totalidade.

Em sinopse, a pressão negativa na sua atividade quando em contato com a pele pressurizando e retornando o tecido ao seu estado normal promove muitos benefícios podendo desequilibrar o microbioma cutâneo. Com isto, acredita-se que a utilização associada a ativos vegetais torna-se primordial para garantir a manutenção da barreira cutânea. A escolha de formas cosméticas como emulsões e xampus é muito importante porque colabora com a aplicação mais adequada destes ativos e também com a sua permeação. Nesse contexto os possíveis desequilíbrios são compensados com o cosmético potencializando toda a dinâmica protocolar que envolve desde a vasodilatação, vasoconstrição, oxigenação e permeação fatores de suma importância na obtenção dos resultados e suas atribuições.

A massagem epicrania e suas manobras possibilitam a excreção de possíveis resíduos metabólitos trazidos as camadas mais superficiais da pele para que sejam eliminados pelas vias normais de excreção fisiológicas além de promover relaxamento. Com isto, a dinâmica de protocolo a ser executada onde ocorre o estímulo vascular, oxigenação tecidual, equilíbrio tegumentar e microbiológico e excreção de resíduos metabólitos propicia um ambiente favorável para a permeação dos ativos vegetais e consequentemente uma maior eficácia reduzindo ou estacionando os efeitos coadjuvantes da Alopecia Androgenética colaborando assim na remissão do quadro da queda e rarefação capilar.

Com isto, transferir a prática da vacuoterapia e seus benefícios do tratamento corporal e facial para o estudo fisiológico capilar se faz necessária. Além disso, no âmbito tricológico a associação da vacuoterapia com os bioativos cosméticos podem contribuir muito na fisiopatologia da Alopecia Androgenética.

Diante desses fatos, fica claro que avanços nessa área ocorrerá com esforço conjunto que congregue profissionais das distintas áreas envolvidas, aliando cada vez mais as áreas cosméticas e tecnológica, para que estas, definitivamente, sejam consideradas de forma indissociável.

5. Referências

- ABBATE, M.(Monza, IT). Vacuum generator for stimulating the scalp. US Patent number 4836192, 28 jul. 1988, 6 Jun. 1989. Disponível em: <https://patents.google.com/patent/US4836192A/en> . Acesso em: 19 out. 2019.
- ABIHPEC . Anuário 2019. Associação brasileira da indústria de higiene pessoal, perfumaria e cosmética. 2019. Disponível em: <https://abihpec.org.br/anuario-2019/mobile/index.html#p=120>. Acesso em: 20 abr 2020.
- ACUMEDIA. Extrato de levedura Yeast Extract 7184, São Paulo, 03 mai 2011. Disponível em: <https://foodsafety.neogen.com/pdf/acumedia_pi/7184_pt_pi.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2019.
- AMARAL, F. Óleos Essenciais, Terapias de Saúde e Beleza. São Paulo: Editora Cengage Learning, p.116, 2015.
- ANDREAZZA. L. N. Transporte de Pilocarpina em suspensões celulares de *Pilocarpus microphyllus*. Campinas, 2009, p. 1-5. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/315456/1/Andreazza_NathaliaLuiza_M.pdf>. Acesso em: 29 mai. 2019.
- AVRAM MM. Cellulite: a review of its physiology and treatment. *J Cosmet Laser Ther* 6(4):181-5. 2004.
- BACELAR, V.C.F.; VIEIRA, M.E.S. Importância da vacuoterapia no fibro edema gelóide. *Fisioterapia Brasil*, v.7, n.6, p.440-3, 2006.
- BEDIN, V. Cabelo Tudo que Você Precisa Saber. São Paulo: Editora Atheneu, p. 59-81, 2009.
- BIOSET. Dermovac - Manual do usuário. Rio Claro: Bioset, p. 23-26, 2008.
- BORGES, F.S. *Dermato-Funcional: Modalidades Terapêuticas das Disfunções Estéticas*. 2. ed. São Paulo: Phorte, 2010.
- BRYAN, A. E. *Sistema tegumentar*. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 272p. 2014.
- MOORTGAT, P., ANTHONISSEN, M., MEIRTE, J. et al. The physical and physiological effects of vacuum massage on the different skin layers: a current status of the literature. *Burn Trauma* 4, 34. 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s41038-016-0053-9>. Acesso em: 29 mar 2020.
- CALDEIRA, D. Indústria cosmética embarca no desafio de desvendar o microbioma da pele. *Cosmetic Innovation*, São Paulo, 19 jan. 2019. Disponível em: <<https://www.cosmeticinnovation.com.br/industria-cosmetica-embarca-no-desafio-de-desvendar-o-microbioma-da-pele/>>. Acesso em: 24 mai. 2019.
- CAMPOS, M. S. M. P. *Drenagem Linfática*. IBRAPE - Instituto Brasileiro de Pesquisa e Ensino. Apostila, p. 1-10, 2012.
- CARDOSO F,M; REUS M. Estudo dos efeitos da radiofrequência, massagem modeladora e endermoterapia no tratamento fibroedemageloide grau.: revisão de literatura. (Trabalho de Conclusão de Curso Pós-Graduação em Estética e Bemestar) Universidade do Sul de Santa Catarina – UNISUL, 2018. Disponível em: <https://riuni.unisul.br/bitstream/handle/12345/5610/artigo%20pos%20Fernanda%20a.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 21/03/2020.

CORREA, A. M. Cosmetologia Ciência e Técnica. Editora Medifarma, São Paulo, p.193- 195-197, 2012.

COSTA. Cabelo é um espelho do corpo humano, dizem cientistas. 2002. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/ciencia/021025_cabelomtc.shtml>. Acesso em: 5 abr. 2019.

CRANWELL W, SINCLAIR R. Male Androgenetic Alopecia. 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK278957/>. Acesso em: 23 abr 2020.

EXCELLENTIA. Tgsc Information Sisten. USA, 2015. Disponível em: <http://www.thegoodscentcompany.com/data/ex1105491.html>. Acesso em 02 jun.2019

FITOTERAPIA. Rosmarinus officinalis L. leaf extract improves memory impairment and affects acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in rat brain. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0367326X13002578>. Acesso em: 06/06/2019.

FOCHESATTO FILHO, L.; BARROS, E. Medicina Interna na Prática Clínica. Porto Alegre: Artmed; 2013. Disponível em:http://www.midicinanet.com.br/conteudos/revisoes/5596/anatomia_e_fisiologia_da_pele.htm. Acesso em: 14 abr. 2019.

FLORIEN. Maltodextrina, jun, 2016. Disponível em: <<http://florien.com.br/wp-content/uploads/2017/06/MALTODEXTRINA.pdf>>. Acesso em: 02 jun. 2016.

FRANQUILINO, E. Edição Temática: Microbioma Cutâneo, Revista de Negócios da Indústria da Beleza (Brasil), n. 41, ano 14, 2019. Disponível em: <<https://www.cosmeticsonline.com.br/detalhes-materiaprima1/materia/47>>. Acesso em: 20/02/2020

GAN, D.C.C.; SINCLAIR, R.D. Prevalence of Male and Female Pattern Hair Loss in Maryborough. Journal of Investigative Dermatology Symposium Proceedings, Volume 10, Issue 3, 2005, P. 184-189, 2005. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022202X15525840>. Acesso em: 20 abr. 2020.

GOMES, A.L. O uso da tecnologia cosmética no trabalho do profissional cabelereiro. Ed. Senac São Paulo, SP. 129p. 2019. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?id=qC2-DwAAQBAJ&pg=PT2&ots=EkRX5kO-sJ&dq=importancia%20dos%20cabelos&lr&hl=pt-BR&pg=PP1#v=onepage&q&f=true>. Acesso em: 17 abr. 2020.

JENABIAN, S. M.; LINDEGAARD, L.; JESPERSEN, L. Beneficial effects of probiotic and food borne yeasts on human health. Nutrients, v. 2, n. 4, p. 449-473, 2010. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3257658/>>. Acesso em: 02 jun. 2019.

KRAUSE, K.; FOITZIK, K. Biology of the hair follicle: the basics. Seminars in Cutaneous Medicine and Surgery, v.25, n.1, p.2-10. 2006.

MADIGAN, M.T.; MARTINKO, J.M. BENDER, K.S.; STAHL I. Microbiologia de Brock. 14. ed. Porto Alegre: ArtMed, 2016.

MARLIANI, A.; GIGLI, P.; ANTOGNINI, G.; TURTU, S.; BINI, F.; AGOSTINACCHIO, G. Microscopia Tricologica in Luce Polarizzata: a cura della Società Italiana di Tricologia. Italia, Suplemento al No 35 del Giornale Italiano di Tricologia, p. 52-66, 2016.

MESSI, A. L. S. Massagem Epicrânia. In: PEREIRA, M. F. L. Spaterapia, 1.ed., São Caetano do Sul: Editora Difusão, p. 290, 2013.

MULINARI-BRENNER, F.; SOARES, I. F. Alopecia androgenética masculina: uma atualização. Revista de Ciências Médicas, v. 18, n. 3, p. 153-161, 2009.

MURUGUSUNDRAM, S. Revisão de drogas. *Journal of Cutaneous and Aesthetic Surgery*. 2009. Disponível em: <<http://www.jcasonline.com/article.asp?issn=0974-2077;year=2009;volume=2;issue=1;spage=31;epage=32;aulast=Murugusundram>>. Acesso em: 26 mai. 2019.

NORWOOD, O.T. Male pattern baldness: classification and incidence. *The Southern Medical Journal*, v.68, n.11, p.1359-65, 1975.

NORWOOD, O.T. Incidence of female androgenetic alopecia (female pattern alopecia). *Dermatology Surgery*, v.27, n.1, p.53-4, 2001.

OLSEN, E.A. Hair Growth disorders. In: WOLFF, K.; GOLDSMITH, L. A.; KATZ, S. I.;

RANDALL, V. A. Hormonal regulation of hair follicles exhibits a biological paradox. In: *Seminars in Cell & Developmental Biology*. Academic Press, p. 274-285. 2007.

RESEARCH & REVIEWS. *Research & Reviews in Pharmacy and Pharmaceutical Sciences*. India, 2014. Disponível em: <<Http://Www.Rroj.Com/Open-Access/Pharmacological-And-Histochemical-Screening-For-Hair-Growthpromoting-Activity-Of-Daucus-Carota-Herbal-Gel.Php?Aid=34868>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

ROCHA, M. *Microbioma Cutaneo, Brasil*, 02 jun., 2019, n. 41, ano 14. Disponível em: <<https://www.cosmeticsonline.com.br/detalhes-materiaprima1/materia/47>>. Acesso em: 02 jun. 2019.

SANTOS BORGES, F. *Dermato Funcional: Modalidades Terapêuticas nas Disfunções Estéticas*. São Paulo. Phorte editora, 2ª edição, p. 130-132 e 386-388, 2010. Disponível em: <<https://oacupunturista.com/2017/12/07/historia-das-ventosas/>>. Acesso em: 20 mai. 2019.

SILVA JC. Endermoterapia. *Revista Brasileira de Fisioterapia Dermato Funcional*. 1:20-22. 2002

SIMPLICIO, P. C. Carboxiterapia no tratamento da alopecia. [2013]. 12f. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-Graduação em Fisioterapia Dermato-Funcional) – Faculdade Ávila, Goiânia. 2013. Disponível em: <http://portalbiocursos.com.br/ohs /data/docs/18/80__Carboxiterapia_no_tratamento_da_alopecia_1.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2019.

SPECIALCHEM. The material selection Platform. *Cosmetics Ingredients*, 2019. Disponível em: <<https://cosmetics.specialchem.com/inci/sodium-laureth-sulfate>>. Acesso em: 10 jun. 2019.

SINCLAIR, R. D. Male androgenetic alopecia (part II). *Journal of Men's Health and Gender*, v.2, n.1, p.38-44, 2005.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE DERMATOLOGIA. Censo Dermatológico da SBD. 2006. Disponível em: http://www.sbd.org.br/down/censo_dermatologico2006.pdf . Acessado em: 25 set. 2019.

SOUZA, E. S.; AZEVEDO, M. G. B.; FONSECA, M. G. Química do Cabelo como Tema Gerador de Conhecimento de Química. XIV ENEQ. 2007.

STAMPACCHIO H., *A essência do cabelo perfeito*. São Paulo – Barauna. 2010

TOFFANELLO, T. A combinação endermosucção e emulsão anfotérica para o crescimento e saúde capilar. *Belevisage*, São Paulo, 2016. Disponível em: <<https://belevisage.wordpress.com/2016/08/11/a-combinacao-endermosuccao-e-emulsao-anfoterica-para-crescimento-e-saude-capilar/>>. Acesso em: 01 jun. 2019.

TOFFANELLO, T. Associação da vacuoterapia com substâncias ativas vegetais, pré e pós-bióticos no tratamento da alopecia androgenética. 2019. 115f. Trabalho de Conclusão de Curso (Pós-Graduação em Cosmetologia Aplicada em Estética) – Serviço Nacional de Aprendizagem Comercial, São Paulo: SENAC, 2019.

UEBEL, C. O. Ação do plasma rico em plaquetas e seus fatores de crescimento nas cirurgias dos microimplantes capilares. 2006. 88f. Tese (Doutorado em Medicina e Ciências da Saúde) – Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: PUCRS, 2006.

VOLPE, J. Microbioma Cutaneo, n. 41. Brasil, 2019. Disponível em: <https://cosmeticsonline.com.br/ct/painel/fotos/assets/uploads/materias/3e498-Tematica41_AF.pdf>. Acesso em: 02 jun. 2019.

XU, F.; SHENG, Y.Y.; UM, Z.L.; LOU, W.; ZHOU, J.; REN, Y.T. Prevalence and types of androgenetic alopecia in Shanghai, China: a community-based study. *British Journal of Dermatology*, v.160, n.3, p.629-32, 2009.

Aspectos clínicos-epidemiológico da leishmaniose visceral no município de Pedreiras, Maranhão

Clinical-epidemiological aspects of visceral leishmaniasis in the city of Pedreiras, Maranhão

Manoel Victor Gonçalves da Luz¹, Wesley Kalwallacy Santos de Aguiar¹, Andreia Castro de Sousa França², Wellyson da Cunha Araújo Firmo³

¹Acadêmicos do curso de Biomedicina da Universidade Ceuma, São Luís-MA

²Docente do Instituto Federal do Maranhão, Santa Inês-MA

³Docente do curso de Biomedicina da Universidade Ceuma, São Luís-MA

{manoelvgoncalves@hotmail.com, andreia.sousa@ifma.edu.br, weslleyksaguiar@gmail.com, well_firmo@hotmail.com}

Resumo. A leishmaniose visceral (LV) popularmente conhecida como calazar é causada pelo protozoário *Leishmania chagasi*, a doença é endêmica em vários estados, ocasionando vários números de casos e com isso trazendo fatalidades, sendo um grave problema de saúde pública em países em desenvolvimento. O presente trabalho teve como objetivo descrever os casos de LV no município de Pedreiras-MA entre janeiro de 2017 a janeiro de 2019, para isso averiguou-se 26 fichas de notificação compulsória de LV disponibilizada pelo departamento de vigilância epidemiológica da cidade, analisando aspectos sobre características socioeconômicas e demográficas, aspectos clínicos, laboratoriais e tratamento, para isso utilizou-se de uma pesquisa de caráter ecológico, descritiva com abordagem quantitativo. A predominância dos casos foi no sexo masculino de raça/cor parda entre 0 a 10 anos de idade, apresentando um caso com coinfeção com o vírus do HIV, o principal diagnóstico foi o laboratorial e o tratamento mais utilizado foram com o antimonial pentavalente. A ocorrência desses casos no município é preocupante, necessidade de intervenção dos gestores e ações mais eficazes.

Palavras-chave: epidemiologia, leishmaniose visceral, saúde pública.

Abstract. : Visceral leishmaniasis (VL) popularly known as kalazar is caused by the protozoan *Leishmania chagasi*, the disease is endemic in several states, causing several numbers of cases and thus leading to fatalities, being a serious public health problem in developing countries. The objective of this study was to describe LV cases in the municipality of Pedreiras-MA between January 2017 and January 2019. For this purpose, 26 VL compulsory notification sheets were obtained from the epidemiological surveillance department of the city, analyzing aspects of socioeconomic and demographic characteristics, clinical aspects, laboratory and treatment, for this was used a research of ecological, descriptive with a quantitative approach. The predominance of the cases was in the male of race/brown color between 0 and 10 years old, presenting a case with coinfection with the HIV virus, the main diagnosis was the laboratory and the most used treatment was with the pentavalent antimonial. The occurrence of these cases in the municipality is worrisome, need for intervention of the managers and more effective actions.

Key words: epidemiology, visceral leishmaniasis, public health.

1. Introdução

A Leishmaniose Visceral (LV), também conhecida nacionalmente como Calazar, é uma doença que atinge o mundo inteiro com maior incidência em países com baixo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (NEVES, 2014). Resume-se em uma doença grave de notificação compulsória, conforme o Ministério da Saúde (MS) (CALDAS et al., 2013).

A LV tem como seu agente etiológico as espécies do gênero *Leishmania*, que se encontram no complexo *Leishmania (Leishmania) donovani*. No Brasil, temos como agente etiológico a *L. chagasi*, muito encontrada em locais como regiões do Mediterrâneo, África Oriental, China, Sudeste da Ásia e na América Latina (SOUSA et al., 2018). Sendo *Lutzomyia longipalpis* o vetor, são insetos da família *Psychodidae*, subfamília *Phebotominae*, conhecidos como flebotomíneos. A transmissão ocorre com a picada da fêmea tendo não só o homem como alvo, mas sim outros mamíferos, como os canídeos (BASTOS; MADRID; LINHARES, 2015). É estimado que no mundo aproximadamente 350 milhões de pessoas vivem em áreas que são vulneráveis para contaminação de leishmaniose, sendo diagnosticada em 88 países no qual 72 deles estão em processo de desenvolvimento (CAVALCANTE; VALE, 2014).

Aproximadamente 90% dos casos encontrados na América Latina, são decorrentes do Brasil, com uma taxa de quase 3 mil pessoas infectadas por ano. Constituíam-se em uma doença rural que no decorrer do tempo teve sua urbanização, tendo seu início registrado na década 1980, sendo registrados casos em grandes cidades. Com casos apenas no Nordeste, foram espalhadas por várias cidades do Norte, Centro-oeste e Sudeste, ocasionando epidemias urbanas e ampliação de incidência e letalidade (ZUBEN; DONALISIO, 2016). No Brasil a maior incidência de casos está na região do Nordeste, existindo muitos casos relatados em Minas Gerais, Pará e Roraima e Rio de Janeiro dado ao alto índice de imigração para esses estados (GÔES; MELO; SIERPE, 2012).

O estado do Maranhão está geograficamente localizado na Região Nordeste brasileiro, com aproximadamente 7,3 milhões de habitantes e possuindo uma área territorial de 331.936,949 Km² e está dividida em 5 mesorregiões, 21 microrregiões e 217 municípios (IBGE, 2019). Por ter uma zona rural diversa e com uma fraca infraestrutura, o estado apresenta numerosos casos por ano de leishmaniose, até em cidades mais desenvolvidas como no caso do município de São Luís, que apesar de ser uma cidade com grande desenvolvimento em relação aos outros municípios vizinhos, tem graves surtos de LV já relatados (SILVA et al., 2008).

No Maranhão, os casos ocorrem durante o ano inteiro, porém com um número crescente em períodos chuvosos (SILVA et al., 2008). Como relata o autor os pacientes se originam de lugares com o comparecimento de uma vegetação forte, como praias, igarapés, nascedouros de água entre outros. Localizações com um aspecto rural e semi-rural, com moradias mais isoladas com algumas famílias dependentes principalmente do consumo rural de suas plantações e criações de animais (REBÊLO et al., 2010).

A doença se apresenta como forma de uma parasitose comum até mesmo assintomática, desse modo, o método clínico expressa-se em pontos de febre, anemia, caquexia, hepatoesplenomegalia e outros, tudo isso com base no local onde o indivíduo mora e histórico do local com doenças endêmicas (ASSIS et al., 2017).

Dessa maneira, os métodos parasitológicos consistem na observação do parasito que deve ser efetuada em material de biópsia ou punção do baço, fígado, linfonodos e/ou medula óssea, podendo haver a punção esternal no caso de adultos ou a punção da crista ilíaca quando o caso for crianças. Portanto, nos casos dos métodos sorológicos e imunológicos, podem ser utilizados os métodos de ELISA, Reação de Imunofluorescência Indireta (RIFI), Reação de Fixação do Complemento (RFC) e o Teste Rápido Imunocromatográfico (SOUZA et al., 2012).

No tratamento contra a LV são usados os antimoniais pentavalentes, como a exemplo, o antimoniato de N-metil glucamina (Glucantime®), tem sua recomendação como fármaco no tratamento da LV, sendo usado como escolha inicial e é o medicamento utilizado no Brasil. No tratamento de gestantes e de outros pacientes, como os que apresentam contra-indicações ou que manifestem toxicidade ou refratariedade como relação aos antimoniais pentavalentes, se usa a anfotericina B (SOUZA et al., 2012).

Ainda se tem uma dificuldade para se tratar desse problema de saúde pública, pois, cada região tem suas peculiaridades e problemas vigentes que fazem uma barreira maior para qualquer um que venha tentar sana-lo. Medidas precisam ser tomadas e projetos mais eficazes postos em ação, não só no momento de crescente mais tornando continuidade nesses modos de combates (ZUBEN; DONALISIO, 2016).

Diante deste contexto, o município de Pedreiras no estado do Maranhão apresenta os atributos socioambientais adequadas para a endemia da LV, assim, o presente trabalho teve como objetivo descrever os casos de LV nesta cidade entre os anos de 2017 a 2019, através das análises das fichas de notificação compulsória.

2. Material e Métodos

O presente trabalho é uma pesquisa ecológica, descritiva de caráter quantitativo, onde foram coletadas informações sobre casos de LV do município de Pedreiras-MA, através da ficha de notificação compulsória do MS disponibilizada pela secretária municipal de saúde. O município de Pedreiras está localizado no estado do Maranhão, a cidade apresenta uma população estimada de 39,3 mil habitantes, possuindo uma densidade demográfica de 136,77 hab/Km², com sua área de unidade territorial de 261,723 Km², de acordo com o censo de 2010 (IBGE, 2019).

As informações foram disponibilizadas pelo departamento de vigilância epidemiológica da secretária municipal de saúde de Pedreiras-MA, através da ficha de notificação compulsória de LV, sendo analisados 26 fichas sobre os aspectos: idade, sexo, raça/cor, zona, escolaridade, manifestações clínicas, tipos de entrada, critério de confirmação, evolução do caso, coinfeção com HIV, drogas ministradas, forma de diagnósticos, local e relação com trabalho, do período de janeiro de 2017 a janeiro de 2019, sendo que aconteceu cinco casos em 2017, 20 casos em 2018 e um caso até o mês de janeiro de 2019.

Os dados foram compilados em tabelas utilizando o programa Microsoft Office Excel® 2010 para melhor interpretação das informações, sendo os resultados discutido com a literatura.

3. Resultados e Discussão

Nota-se na Tabela 1, em relação ao sexo, 65,4% dos pacientes com LV são homens, onde em seguida a faixa etária mais acometida pela doença na região foi de 0 a 10 anos (46,2%), predominante na raça parda com 73,1%, oriundos de zona urbana (61,5%) e baixa escolaridade (1^o a 4^o série incompleta e 5^o a 8^o série incompleta, ambas com 23,1%).

Tabela 1. Descrição numérica e percentual das informações socioeconômicas dos pacientes com leishmaniose visceral em Pedreiras-MA.

VARIÁVEIS	NÚMERO DE PESSOAS	PERCENTAGEM
Sexo		
Feminino	9	34,6
Masculino	17	65,4
Faixa etária		
0-10 anos	12	46,2
11-20 anos	4	15,4
21-30 anos	0	0,0
31-40 anos	4	15,4
41-50 anos	3	11,5
51-60 anos	2	7,7
61-70 anos	0	0,0
71-80 anos	1	3,8
Raça/Cor		
Branca	7	26,9
Preta	0	0,0
Amarela	0	0,0
Parda	19	73,1
Indígena	0	0,0
Ignorado	0	0,0
Zona		
Urbana	16	61,5
Rural	8	30,8
Periurbana	0	0,0
Ignorado	1	3,8
Não notificado	1	3,8
Escolaridade		
Analfabeto	1	3,8
1º a 4º série incompleta	6	23,1
4º série completa	0	0,0
5º a 8º série incompleta	6	23,1
Ensino fundamental completo	1	3,8
Ensino médio incompleto	0	0,0
Ensino médio completo	2	7,7
Ensino superior incompleto	0	0,0
Ensino superior completo	1	3,8
Ignorado	2	7,7
Não se aplica	7	26,9

Rodrigues et al. (2017), em sua pesquisa com o auxílio de dados coletados na célula de Vigilância Epidemiológica da Secretaria Municipal de Saúde (SMS) de Fortaleza-CE e no Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN), constatou que no ano de 2010 as pessoas que mais apresentaram a infecção por LV foram do sexo masculino com 65,1% dos casos, corroborando com o presente estudo (Tabela 1). Assim para Alvarenga et al. (2010) relata que o sexo masculino está mais suscetível ao acometimento da doença, visto a situação de trabalho que está mais relacionado a pratica de agropecuária, o que aproxima do vetor transmissor da LV.

Sousa et al. (2018) em seu estudo conclui que o número de casos de LV na cidade de Sobral-CE nos anos de 2011 a 2015 é predominante em adultos que possuem idade de 20 aos 39 anos do que em crianças de 1 a 4 anos de idade. Essa justificativa indica à vulnerabilidade desses grupos a infecção, entretanto, essa informação discorda aos dados encontrados no presente trabalho (Tabela 1). Contudo, Borges et al. (2008), apontam que a susceptibilidade da doença pode ser observada em crianças menores de 10 anos, de acordo com os dados encontrados no presente estudo (Tabela 1), o que se relaciona ao

contato mais frequente com animais vetores em relação adultos que adquirem a doença em relação a prática agropecuária e invasão a mata fechada. O estudo relata que as crianças apresentam uma grande taxa de carência nutricional e o sistema imunológico ainda em formação, informação essa que pode explicar os motivos de no nosso estudo os casos ocorrerem mais nessa faixa etária.

Borges et al. (2008), citam que em relação ao grau de escolaridade, boa parte dos indivíduos que faziam parte de seu estudo, estes detinham baixo índice de escolaridade, dados semelhantes com o que foi mostrado acima em relação a este trabalho, tendo em vista que somente 3,8% têm o ensino superior e 7,7% possuíam ensino médio concluído (Tabela 1).

Martins et al. (2018), mostram em seu trabalho que a cor/ raça mais atingida pela LV foi a parda com 90,6% dos casos e em seguida a raça indígena com 0,2% dos casos, e em relação a zona de notificação, concluiu também que dos casos de LV notificados, era natural de zona urbana (58,8%), colaborando com o nosso trabalho (Tabela 1).

Observa-se na Tabela 2 as principais manifestações clínicas apresentadas pelos pacientes notificados, nas quais foram febre, fraqueza, emagrecimento, palidez, hepatomegalia, esplenomegalia.

Tabela 2. Descrição numérica das manifestações clínica apresentada por pacientes com leishmaniose visceral em Pedreiras-MA.

VARIÁVEIS	NÚMERO DE PESSOAS		
	Sim	Não	Ignorado
Manifestações clínicas			
Febre	18	7	0
Fraqueza	20	5	0
Edema	2	20	0
Emagrecimento	18	6	0
Tosse/Diarreia	10	13	1
Palidez	14	8	1
Aumento do baço	17	8	1
Quadro infeccioso	0	21	2
Fenômenos Hemorrágicos	1	23	2
Aumento do Fígado	13	11	1
Icterícia	4	19	1
Outros	0	0	0
Não notificado	1	0	0

De acordo Alves e Fonseca (2018), em seu estudo epidemiológico sobre LV na região leste de Minas Gerais, as manifestações clínicas mais observadas nos pacientes foram febre (92,2%), fraqueza (77,9%), emagrecimento (74%), palidez (72%), hepatomegalia (57,1%), edema (33,1%), fenômenos hemorrágicos (21,4%), icterícia (21,4%) e por fim, quadro infeccioso (11%), o estudo corrobora com os dados apresentados na Tabela 2.

Aguiar e Rodrigues (2017) relata que a doença pode se manifestar em três tipos, que são as formas assintomáticas, oligossintomáticas e na forma clássica, podendo ocorrer os fenômenos hemorrágicos (petéquias, epistaxe e sangramento gengival), a falta de apetite leva o paciente ao emagrecimento progressivo que é caracterizada pela caquexia e a região do abdome encontra-se em volume elevado, devido a hepatomegalia e esplenomegalia.

Na Tabela 3 verifica-se as principais características clínicas e laboratoriais relacionadas aos pacientes com LV.

Tabela 3. Descrição numérica e percentual das características clínicas e laboratoriais dos pacientes com leishmaniose visceral em Pedreiras-MA.

CARACTERÍSTICAS	NÚMERO DE PESSOAS	PERCENTAGEM
Tipos de entrada		
Ignorado	8	30,8
Caso novo	8	30,8
Recidiva	0	0,0
Transferência	0	0,0
Não notificado	10	38,5
Critérios de confirmação		
Laboratorial	15	57,7
Clínico-Epidemiológico	5	19,2
Não notificado	6	23,1
Evolução de caso		
Cura	10	38,6
Abandono	1	3,8
Óbito por Leishmaniose visceral	0	0,0
Óbito/Outras causas	1	3,8
Transferência	4	15,4
Não notificado	10	38,5
Coinfecção HIV		
Sim	1	3,8
Não	13	50,0
Ignorado	8	30,8
Não notificado	4	15,4
Droga inicial		
Antimonial Pentavalente	4	15,4
Anfotericina B	0	0,0
Anfotericina B Lipossomal	0	0,0
Outras drogas	0	0,0
Não se aplica	1	3,8
Não notificado	21	80,8
Diagnóstico parasitológico		
Positivo	3	11,5
Negativo	4	15,4
Não realizado	10	38,5
Não notificado	9	34,6
Diagnóstico imunológico IFI		
Positivo	5	19,2
Negativo	4	15,4
Não realizado	7	26,9
Não notificado	10	38,5

Barbosa e Costa (2013), em seu estudo relacionado ao adoecimento de menores de 15 anos por LV no estado do Rio Grande do Norte, descreve que no ano de 2007 a 2011 os casos novos eram de 74,6% e 2% eram recidiva e em seguida mostra que 69,4% evoluíram para cura, informações essas que divergem da presente pesquisa (Tabela 3), já em relação ao óbito por LV foram 11 e conclui que oito pacientes (2,7%) apresentavam coinfeção LV/HIV, concordando assim com os dados apresentados na Tabela 3 nesse estudo.

Como retrata o estudo de Fiocruz (2008), a infecção simultânea do HIV com LV, leva há uma replicação viral acelerada ampliando o quadro de imunossupressão. Diante dessa situação de infecção simultânea, é necessário encontrar novos mecanismos de combate contra esse quadro, ajudando mais a qualidade de vida desses pacientes.

Silva et al. (2016) mostram em seu estudo realizado no município de Codó-MA que em relação a coinfeção LV/HIV, foram notificados 5 casos (3%) todos do sexo masculino, porém nesse estudo apenas 3 desses casos evoluíram para cura da LV, enquanto nessa pesquisa foram visualizados 38% de casos que tiveram evolução para cura (Tabela 3).

Sousa-Gomes et al. (2011) relata que os pacientes coinfectados LV/HIV também eram do sexo masculino e representavam 78,1% dos casos, as faixas etárias relacionados à coinfeção eram de 20 a 49 anos, onde os coinfectados representam 57,9% sendo negros e pardos 27,7% eram brancos e 12,2% eram indígenas e 38,8% tinham ou não o ensino fundamental completo, informações muito semelhantes aos dados encontrados no nosso trabalho.

Barbosa e Costa (2013), mostra que para o critério de confirmação da doença o laboratorial foi o mais efetivo (69,1%), juntamente com o diagnóstico parasitológico (48,79%), porém discordando com as informações citadas acima, já que o mais efetivo se provou ser o imunológico através da imunofluorescência indireta (19,2%), como se observa na Tabela 3. Sobre o tratamento de escolha, o Antimonial Pentavalente (Glucatime®) (61%) foi o mais utilizado, corroborando com os dados descritos na Tabela 3, e para o tratamento de segunda escolha foi utilizado o Anfotericina B em 1,44% dos casos e o Anfotericina B lipossomal em 5,77%.

Goés, Jeraldo e Oliveira (2014) evidenciam que o critério de confirmação foi o clínico-laboratorial em 95,5% dos casos, a imunofluorescência indireta foi reagente em 90,2%, discordando das informações da Tabela 3. Ele relata também que 4,5% dos casos foram diagnosticados em critérios clínicos e epidemiológicos.

Na Tabela 4 podem-se notar as características dos casos de LV enquanto a origem e se há relação com o trabalho.

Tabela 4. Distribuição numérica e percentual dos casos de leishmaniose visceral quanto aos aspectos de origem e relação com o trabalho

VARIÁVEIS	NÚMERO DE PESSOAS	PERCENTAGEM
Caso autóctone do município de residência		
Sim	9	34,6
Não	8	30,8
Indeterminado	1	3,8
Não notificado	8	30,8
Doença relacionada ao trabalho		
Sim	0	0,0
Não	10	38,5
Ignorado	3	11,5
Não notificado	13	50,0

Coura-Vital et al. (2013) aponta que com o passar dos anos houve uma elevação cada vez maior nos números de casos de LV em áreas urbanas, trazendo assim uma alta de imigração cada vez maior do vetor no meio rural para o urbano com densidade populacional maior, porém, o flebotômio tem uma pré-disposição a ficar em lugares com menos atenção sanitária, como bairros mais pobres e com proximidades áreas mais arborizadas ou próximos a grandes reservatórios de lixo como foi citado no estudo de Rodrigues et al. (2017) e pode-se notar essas afirmações na Tabela 4, que boa parte dos casos são de origem do próprio município - Pedreiras, porém havendo mais casos nos municípios com o sistema de saúde menos desenvolvido que acabam sendo trazidos e tratados em Pedreiras.

Como foi abordado anteriormente, afirma-se que fatores de trabalhos não é um fator de que contribui para o contato com a doença, pois os casos são cada vez mais abrangentes em áreas urbanas e tirando o foco do meio rural, como mostra na Tabela 4.

De acordo com Sousa et al. (2018), é necessário um aperfeiçoamento nas políticas de públicas de ação primária de combate a LV, tendo a Atenção Primária à Saúde (APS) juntamente com as equipes de Estratégia Saúde da Família (ESF), um enfoque de busca/tratamento/controle da LV, como já se mostra bem efetivo em diversos municípios.

Entretanto, ainda há uma falta de comprometimento com os profissionais responsáveis em exigirem uma notificação completa dos dados de cada paciente, assim dificultando a análise precisa das informações o que pode dificultar as formulações de políticas públicas mais efetivas, já que várias informações/dados não são notificados ou ignorados.

4. Conclusão

Com os resultados obtidos nesse estudo, conclui-se que, a geografia favorável para o mosquito, o número de casos encontrados no decorrer do período estudado é preocupante, sendo observado que, há um descaso com a forma de notificação abordada para os pacientes diagnosticados com LV, dificultando uma análise precisa dos dados. Quase as metades dos casos notificados na pesquisa foram de municípios vizinhos que são levados para um melhor tratamento da doença em Pedreiras, por apresentar condições melhores para o tratamento da LV.

Para que haja uma melhoria no quadro encontrado, tem de ser feitas uma continuidade nas melhorias das políticas de combates primárias do vetor, como o uso de repelentes ou até mesmo o uso de redes de proteção, como o mosquiteiro e uma melhor identificação dos sintomas iniciais da doença, para que haja um tratamento rápido e eficaz.

Assim poderão ser obtidos melhores resultados com o combate da doença para um melhor futuro da população.

Referências

AGUIAR, P.F.; RODRIGUES, R.K. Leishmaniose visceral no Brasil: artigo de revisão. Unimontes Científica, v.19, n.1, p.191-204, 2017.

ALVARENGA, D.G.; ESCALDA, P.M.F.; COSTA, A.S.V.; MONREAL, M.T.F.D. Leishmaniose visceral: estudo retrospectivo de fatores associados à letalidade. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical, v.43, n.2, p.194-197, 2010.
ALVES, W.A.; FONSECA, D.S. Leishmaniose visceral humana: Estudo do perfil clínico-epidemiológico na região leste de Minas Gerais, Brasil. Journal of Health & Biological Sciences, v.6, n.2, p.133-139, 2018.

ASSIS, T.S.M.; AZEREDO-DA-SILVA, A.L.F.; OLIVEIRA, D.; COTA, G.; WERNECK, G.L.; RABELLO, A. Budgetary impact of diagnostic tests for visceral leishmaniasis in Brazil. Cadernos de Saúde Pública, v.33, n.12, p.1-8, 2017.

BARBOSA, I.R.; COSTA, I.C.C. Aspectos clínicos e epidemiológicos da leishmaniose visceral em menores de 15 anos no estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Scientia Medica, v.23, n.1, p.5-11, 2013.

BASTOS, T.S.A.; MADRID, D.M.C.; LINHARES, G.F.C. Aspectos gerais da leishmaniose visceral. Enciclopédia biosfera, v.11 n.22, p.293-318, 2015.

BORGES, B.K.A.; SILVA, J.A.; HADDAD, J.P.A.; MOREIRA, E.C.; MAGALHÃES, D.F.; RIBEIRO, L.M.L.; FIÚZA, V.O.P. Avaliação do nível de conhecimento e de atitudes preventivas da população sobre a leishmaniose visceral em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, v.24, n.4, p.777-784, 2008.

CALDAS, A.J.M.; LISBÔA, L.L.C.; SILVA, P.F.; COUTINHO, N.P.S.; SILVA, T.C. Perfil das crianças com leishmaniose visceral que evoluíram para óbito, falha terapêutica e recidiva em hospital de São Luís, Maranhão. *Revista de Pesquisa em Saúde*, v.14, n.2, p. 91-95, 2013.

CAVALCANTE, I.J.M.; VALE, M.R. Aspectos epidemiológicos da leishmaniose visceral (calazar) no Ceará no período de 2007 a 2011. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v.17, n.4, p.911-924, 2014.

COURA-VITAL, W.; REIS, A.B.; REIS, L.E.; BRAGA, S.L.; ROATT, B.M.; AGUIAR-SOARES, R.D.; MARQUES, M.J.; VELOSO, V.M.; CARNEIRO, M. Canine visceral leishmaniasis: incidence and risk factors for infection in a cohort study in Brazil. *Veterinary parasitology*, v.197, n.3-4, p. 411-417, 2013.

FIOCRUZ. Co-infecção por HIV e Leishmaniose emerge como desafio à saúde pública. 2008. Disponível em:<<http://www.fiocruz.br/ioc/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=315&sid=32>>. Acesso em: 15 mar 2019.

GÓES, M.A.O.; MELO, C.M.; SIERPE, J.V.L. Série temporal da leishmaniose visceral em Aracaju, estado de Sergipe, Brasil (1999 a 2008): aspectos humanos e caninos. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v.15, n.2, p.298-307, 2012.

GÓES, M.A.O.; JERALDO, V.L.S.; OLIVEIRA, A.S. Urbanização da leishmaniose visceral: aspectos clínicos e epidemiológicos em Aracaju, Sergipe, Brasil. *Revista Brasileira de Medicina de Família e Comunidade*, v.9, n.31, p.119-126, 2014.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=21&uf=21>>. Acesso em: 05 mar 2019.

MARTINS, C.P.; BRANDÃO, M.G.S.A.; BRAGA, M.M.; SAMPAIO, L.B.F.; BARROS, L.M.; PACHECO, J.C.B. Monitoramento epidemiológico como instrumento de apoio à gestão de saúde: análise das notificações de leishmaniose visceral em Sobral, Ceará. *Revista de Administração em Saúde*, v.18, n.72, 2018.

NEVES, D.P. Parasitologia básica. 3 ed. São Paulo: Atheneu, 2014.

REBÊLO, J.M.M.; ASSUNÇÃO JUNIOR, A.N.; SILVA, O.; MORAES, J.L.P. Ocorrência de flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) em focos de leishmanioses, em área de ecoturismo do entorno do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, v.26, n.1, p. 195-198, 2010.

RODRIGUES, A.C.M.; MELO, A.C.F.L.; JÚNIOR, A.D.S.; FRANCO, S.O.; RONDON, F.C.M.; BEVILAQUA, C.M.L. Epidemiologia da leishmaniose no município de Fortaleza, Ceará. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, v.37, n.10, p.1119-1124, 2017.

SILVA, A.R.; TAUIL, P.L.; CAVALCANTE, M.N.S.; MEDEIROS, M.N.; PIRES, B.N. Situação epidemiológica da leishmaniose visceral, na Ilha de São Luís, Estado do Maranhão. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v.41, n.4, p.358-364, 2008.

SILVA, L.B.; AQUINO, D.M.C.; BEZERRA, J.M.T.; MELO, M.N.; LEONARO, F.S.; SILVA, A.S.G.; PINHEIRO, V.C.S. Fatores associados à leishmaniose visceral na área endêmica de Codó, estado do Maranhão, Brasil. Revista de Epidemiologia e Controle de Infecção, v.6, n.2, p. 74-80, 2016.

SOUSA-GOMES, M.L.; MAIA-ELKHOURY, A.N.S.; PELISSARI, D.M.; LIMA JUNIOR, F.E.F.; SENA, J.M.; CECHINEL, M.P. Coinfecção Leishmania-HIV no Brasil: aspectos epidemiológicos, clínicos e laboratoriais. Epidemiologia e Serviços de Saúde, v.20, n.4, p.519-526, 2011.

SOUSA, N.A.; LINHARES, C.B.; PIRES, F.G.B.; TEIXEIRA, T.C.; LIMA, J.S.; NASCIMENTO, M.L.O. Perfil epidemiológico dos casos de leishmaniose visceral em Sobral-CE de 2011 a 2015. SANARE, v.17, n.1, p.51-57, 2018.

SOUZA, M.A.; NUNES, R.F.F.; VIANA, T.C.; MARINHO, M.J.M.; MOREIRA, P.V.S.Q.; PEREIRA, W.O. Leishmaniose visceral humana: do diagnóstico ao tratamento. Revista de Ciências da Saúde Nova Esperança, v.10, n.2, p.61-69, 2012.

ZUBEN, A.P.B.V.; DONALISIO, M.R. Dificuldades na execução das diretrizes do Programa de Vigilância e Controle da Leishmaniose Visceral em grandes municípios brasileiros. Cadernos de Saúde Pública, v.32, n.6, p.1-11, 2016.