

ANAIS DO
3º CONGRESSO
DE ENGENHARIA
AMBIENTAL DO
SUL DO BRASIL

07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019



Camila Hasan
Marcelo Luis Kronbauer
Rafael Rodrigo Eckhardt
(Orgs.)

Anais do 3º Congresso de Engenharia Ambiental do Sul do Brasil

1ª edição



EDITORA
UNIVATES

Lajeado, 2020

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —



Universidade do Vale do Taquari - Univates

Reitor: Prof. Me. Ney José Lazzari

Vice-Reitor e Presidente da Fuvates: Prof. Dr. Carlos Cândido da Silva Cyrne

Pró-Reitora de Pesquisa, Extensão e Pós-Graduação: Profa. Dra. Maria Madalena Dullius

Pró-Reitora de Ensino: Profa. Dra. Fernanda Storck Pinheiro

Pró-Reitora de Desenvolvimento Institucional: Profa. Dra. Júlia Elisabete Barden

Pró-Reitor Administrativo: Prof. Me. Oto Roberto Moerschbaecher



EDITORA
UNIVATES

Editora Univates

Coordenação: Ana Paula Lisboa Monteiro

Editoração: Glauber Röhrig e Marlon Alceu Cristófoli

Conselho Editorial da Editora Univates

Titulares

Alexandre André Feil

André Anjos da Silva

Fernanda Rocha da Trindade

João Miguel Back

Sônia Elisa Marchi Gonzatti

Suplentes

Fernanda Cristina Wiebusch Sindelar

Claudete Rempel

Adriane Pozzobon

Rogério José Schuck

Evandro Franzen

Avelino Tallini, 171 – Bairro Universitário – Lajeado – RS, Brasil

Fone: (51) 3714-7024 / Fone: (51) 3714-7000, R.: 5984

editora@univates.br / <http://www.univates.br/editora>

C749 Congresso de Engenharia Ambiental do Sul do Brasil (3. : 2019 : Lajeado, RS)

Anais do 3º Congresso de Engenharia Ambiental do Sul do Brasil, 07 a 09 de novembro de 2019, Lajeado, RS / Camila Hasan, Marcelo Luis Kronbauer, Rafael Rodrigo Eckhardt (Org.) – Lajeado : Editora Univates, 2020.

398 p. ; il. color.

ISBN 978-65-86648-00-3

1. Engenharia Ambiental. 2. Meio ambiente. 3. Anais. I. Hasan, Camila. II. Kronbauer, Marcelo Luis. III. Eckhardt, Rafael Rodrigo. IV. Título.

CDU: 62:504

Catálogo na publicação (CIP) – Biblioteca Univates
Bibliotecária Andrieli Mara Lanferdini – CRB 10/2279



As opiniões e os conceitos emitidos, bem como a exatidão, adequação e procedência das citações e referências, são de exclusiva responsabilidade dos autores.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

ANAIS DO 3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019

Comissão Organizadora do Evento

Prof. Ma. Camila Hasan
Prof. Me. Marcelo Luis Kronbauer
Prof. Me. Rafael Rodrigo Eckhardt

Comissão Científica do Evento (Avaliadores)

Prof. Ma. Camila Hasan
Prof. Dra. Lucélia Hoehne
Prof. Me. Marcelo Luis Kronbauer
Prof. Dra. Maria Cristina de Almeida Silva
Prof. Me. Marildo Guerini Filho
Prof. Me. Rafael Rodrigo Eckhardt
Prof. Dr. Odorico Konrad

Trabalhos que receberam Menção Honrosa

1) Modalidade Oral:

“Avaliação da capacidade de carga física, social e ambiental para o município de Bombinhas (SC)”
- UNIVALI/SC

2) Modalidade Pôster:

“Interferência de variáveis climáticas na qualidade do ar para diferentes poluentes atmosféricos”
- UFFS/Campus Erechim/RS

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

APRESENTAÇÃO

O Congresso de Engenharia Ambiental do Sul do Brasil (CEASB) objetivou a aproximação de estudantes, docentes e profissionais da área ambiental para a discussão de tendências e inovações em saneamento ambiental, tecnologias de tratamento, recuperação de áreas degradadas, energias renováveis, entre outras temáticas importantes na interface ambiente e desenvolvimento.

A terceira edição deste evento ocorreu na região central do Rio Grande do Sul (Vale do Taquari), na cidade de Lajeado, de 07 a 09 de novembro de 2019, tendo como instituição anfitriã a Universidade do Vale do Taquari (Univates), por meio do curso de Engenharia Ambiental que comemorou seus 15 anos de existência em 2019.

O evento de abrangência sul brasileira contou com palestras de professores, profissionais e pesquisadores de importantes centros de pesquisa brasileiros. O Congresso teve ainda a participação da Associação de Engenheiros Ambientais e Sanitaristas do Vale do Taquari (EASVA) promovendo a discussão sobre os desafios da atuação profissional desta classe, no cenário atual.

Os trabalhos acadêmicos submetidos ao evento, no formato de resumo expandido, foram apresentados em sessões de pôster ou sessão oral durante o Congresso. A maioria dos trabalhos é fruto de pesquisas científicas desenvolvidas em várias áreas do campo ambiental, pelas diferentes Universidades do Sul do Brasil participantes do evento. A compilação e apresentação destes resumos por meio de anais objetiva difundir o conhecimento gerado por estas pesquisas.

Boa leitura!

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

SUMÁRIO

ENERGIAS RENOVÁVEIS	11
ESTUDO DE RESÍDUOS COM POTENCIAL PARA PRODUÇÃO DE BIODIESEL	12
APROVEITAMENTO DA CINZA PROVENIENTE DE DIFERENTES FONTES DE GERAÇÃO DE ENERGIA: UM ESTUDO COMPARATIVO	18
ESTUDO COMPARATIVO EM RELAÇÃO DA INCLINAÇÃO DE PLACAS FOTOVOLTAICAS EM CERRO LARGO	23
PROJETO DE PLANTA PARA TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS VÍNICOS COM APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO	28
PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE TABACO.....	34
DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA FOTOVOLTAICO PARA AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E EFLUENTES DE LAGES/SC	40
ABORDAGENS DE FONTES/COLHEITAS DE ENERGIAS RENOVÁVEIS EM MICRO/MACRO ESCALA NO CAMPUS UNIVERSITÁRIO DA REGIÃO SUL.....	46
CARRO SOLAR COM PAINEL FOTOVOLTAICO ORIENTÁVEL	51
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS ANIMAIS.....	56
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE FRALDAS	61
PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA EM MICRO ESCALA UTILIZANDO DISPOSITIVO TRANSDUTOR PIEZOELÉTRICO.....	65
ESTUDO COMPARATIVO NO RENDIMENTO DE PLACAS FOTOVOLTAICAS UTILIZANDO UM SISTEMA DE RESFRIAMENTO COM ÁGUA.....	70
UMA REVISÃO SOBRE COLETORES SOLAR ASFÁLTICO	75
GESTÃO E GERENCIAMENTO AMBIENTAL	80
USO DE UM MODELO DE RESPOSTA HIDROLÓGICA PARA UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA: ANÁLISE PRELIMINAR.....	81

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE CARGA FÍSICA, SOCIAL E AMBIENTAL PARA O MUNICÍPIO DE BOMBINHAS (SC)	87
IDENTIFICAÇÃO DE CICATRIZES DE DESLIZAMENTO ATRAVÉS DA SEGMENTAÇÃO SEMÂNTICA DE IMAGENS DE SATÉLITE POR U-NETS	92
DIAGNÓSTICO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA ÁREA URBANA DE SÃO JOSÉ DO CERRITO - SC.....	97
CINCO MENOS QUE SÃO MAIS: ESTUDO DE CASO DA REDUÇÃO DE DESPERDÍCIO EM UMA HAMBURGUERIA.....	102
PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM CANTEIRO DE OBRAS: UM ESTUDO DE CASO	106
DISPONIBILIDADE DE ÁGUA E O DESENVOLVIMENTO SOCIECONÔMICO DE UMA CIDADE: TENSIONAMENTOS SOBRE CAXIAS DO SUL/RS	111
OCUPAÇÃO DO ESPAÇO POR ATIVIDADES HUMANAS: PROPOSTA DE ZONEAMENTO AMBIENTAL NO LITORAL SUL DO BRASIL.....	117
CÁPSULAS DE CAFÉ: UMA ALTERNATIVA DE REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS NA PRODUÇÃO DE ITENS DE ARTESANATO	122
DESENVOLVIMENTO DE FERRAMENTAS PARA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE GESTÃO INTEGRADO EM PORTOS: ESTUDO DE CASO NO PORTO DE ITAJAÍ.....	127
APLICAÇÃO DE FERRAMENTA DE ANÁLISE DE RISCOS AMBIENTAIS EM UM ABATEDOURO DO VALE DO TAQUARI	134
INTELIGÊNCIA GEOGRÁFICA NO CAMPUS DARCY RIBEIRO - SMARTCAMPUS.....	140
PLANEJAMENTO E ORDENAMENTO AMBIENTAL EM TRECHO DA AVENIDA PERIMETRAL NO MUNICÍPIO DE PASSO FUNDO – RS	145
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: FLORES DA CUNHA, RS	151
OS AMBIENTES ACADÊMICOS FRENTE À GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR.....	159
GESTÃO AMBIENTAL DE ÁGUA: APLICAÇÃO NO CAMPUS ERECHIM – UFFS.....	164

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

POLÍTICAS PÚBLICAS E MEIO AMBIENTE	169
ESPAÇOS DE CONVIVÊNCIA E LAZER NA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL	170
ANÁLISE DA ESTRUTURA E CONTEÚDO DOS PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO DE TRÊS MUNICÍPIO DO RS	175
ESPAÇOS DE CONVIVÊNCIA E LAZER NA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL	180
ÁREAS PRIORITÁRIAS E EMPREENDIMENTOS: UMA ANÁLISE ENTRE 1998 E 2016 NA REGIÃO DO RIDE-DF	189
DIAGNÓSTICO DA LOGÍSTICA REVERSA NO MUNICÍPIO DE TAPEJARA - RS	194
PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM ESTABELECIMENTO COMERCIAL	199
POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA	204
ESTUDO DE DISPERSÃO DE POLUENTES INDUSTRIAIS NA REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE	205
INTERFERÊNCIA DE VARIÁVEIS CLIMÁTICAS NA QUALIDADE DO AR PARA DIFERENTES POLUENTES ATMOSFÉRICOS	212
POLUIÇÃO DO AR EM AMBIENTES INTERNOS E OS RISCOS À SAÚDE	217
QUALIDADE DA ÁGUA	221
REAPROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA GERAÇÃO DE ÁGUA DESTILADA COM FINS LABORATORIAIS	222
AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NO ARROIO CASTELHANO EM VENÂNCIO AIRES - RS	228
ATRAZINA EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS EM UM MUNICÍPIO DA REGIÃO DAS MISSÕES/RS	233
ESTUDO DO SISTEMA DE OZONIZAÇÃO COMO TRATAMENTO DE ÁGUA EM PROPRIEDADE RURAL LOCALIZADA EM SOBRADINHO/RS	238
ANÁLISE DE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DE ÁGUA DE POÇOS EM PROPRIEDADES DO VALE DO TAQUARI - RS	241

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

ANÁLISE BIOLÓGICA MACROSCÓPICA DE FONTES DE ÁGUA DE CONSUMO HUMANO NO RIO GRANDE DO SUL	247
AVALIAÇÃO DA POTABILIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO EM TAQUARUÇU DO SUL - RS	252
DETERMINAÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZADAS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NA REGIÃO DAS MISSÕES/RS	257
ANÁLISE QUALIDADE DA ÁGUA DA ÁREA ALAGADIÇA DA UNIPAMPA DO CAMPUS CAÇAPAVA DO SUL.....	263
RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS.....	269
REMEDIAÇÃO SUSTENTÁVEL: A NOVA TENDÊNCIA NO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS	270
IDENTIFICAÇÃO DE PROCEDIMENTOS DE LIMPEZA E AÇÕES DE CONTENÇÃO AO DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO RIO ITAJAÍ-AÇU (SC)	275
TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR BIFENILOS POLICLORADOS	281
TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS	286
AUMENTO DA ÁREA SUPERFICIAL E CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DE CARVÃO ATIVADO DE COCO DE JERIVÁ UTILIZANDO H_3PO_4	287
AVALIAÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO POR ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE... ..	292
USO DE ESCÓRIA DE FERRO NO PROCESSO DE ELETROFLOCULAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL	297
REMOÇÃO DE P-NITROFENOL ATRÁVES DE PROCESSO ADSORTIVO UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO PRODUZIDO A PARTIR DE UM SUBPRODUTO AGROINDUSTRIAL	302
DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA MICROBACIA DO ARROIO BARRAÇÃO, MUNICÍPIO DE GUAPORÉ-RS	307
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ETE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FRIGORÍFICO E SALGA DE COUROS	311
APLICAÇÃO DA ESCÓRIA DE FERRO EM PROCESSO DE ELETROFLOCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE COR	316

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

REMOÇÃO DE COR, TURBIDEZ E DQO DE EFLUENTE TÊXTIL POR PROCESSO DE ADSORÇÃO UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO.....	321
TRATAMENTO E REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS.....	326
ESTUDO DA COMPRESSIBILIDADE DE LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA	327
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS COMO TEMA MOTIVADOR PARA A APRENDIZAGEM ATIVA E SIGNIFICATIVA.....	331
ESTIMATIVA DE RESÍDUOS GERADOS PELO SETOR FLORESTAL NO RS E CÁLCULO DA PRODUÇÃO DE ENERGIA	339
ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO CARVÃO ATIVADO NAS PROPRIEDADES DE LODO DE ETA PARA APLICAÇÕES AMBIENTAIS	344
ESTABILIZAÇÃO DO LODO GERADO NA ETE DE LAGES (SC) POR MEIO DE COMPOSTAGEM.....	349
AVALIAÇÃO DA TÉCNICA DE COMPOSTAGEM NOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE LAJEADO/RS.....	354
LEVANTAMENTO DE SUINOCULTORES E VIABILIDADE DE USO DE BIODIGESTOR, HORIZONTAL, RIO GRANDE DO SUL	359
DESENVOLVIMENTO DE UMA UNIDADE TERMOQUÍMICA PARA ESTUDO DO PROCESSO DE PIRÓLISE PARA PRODUÇÃO DE <i>BIOCHAR</i>	364
ESTRATÉGIA DE VALORAÇÃO DE RESÍDUOS DE PET E PRFV ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO COMO AGREGADO MIÚDO	371
ENGENHARIA AMBIENTAL E QUÍMICA: UM ESTUDO SOBRE A COMPOSIÇÃO E DESCARTE DE PILHAS E BATERIAS	377
VERMICOMPOSTAGEM COMO FILTRO PARA TRATAMENTO DE BIOFERTILIZANTE OBTIDO DA BIODIGESTÃO DE DEJETOS DA BOVINOCULTURA.....	382
ANÁLISE DO TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PELA COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM	386
POTENCIAL DE ADIÇÃO DE ADF EM MISTURA PARA APLICAÇÃO EM BASE DE PAVIMENTOS.....	392

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

ENERGIAS RENOVÁVEIS

ESTUDO DE RESÍDUOS COM POTENCIAL PARA PRODUÇÃO DE BIODIESEL

Jonatan Davi Gaediche¹, Clarissa Dalla Rosa², Gean Delise Leal Pasquali Vargas³

¹ *Graduação em Física LP pela Universidade de Passo Fundo, acadêmico do curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim-RS*

² *Dr^a em Engenharia de Alimentos pela Universidade Federal de Santa Catarina, Docente na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim-RS*

³ *Dr^a em Engenharia Química pela universidade Federal de Santa Catarina, Docente na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim-RS*

1. Introdução

A busca por novas fontes de energia renováveis desencadeou uma série de pesquisas voltadas ao processo de produção de biodiesel. Em meio a essas pesquisas, o cenário atual aponta um potencial na produção com o aproveitamento de resíduos. Estes resíduos podem ser oriundos de gordura animal ou de algum processo produtivo. A produção de biodiesel a partir destas matérias primas, minimiza o uso de plantas oleaginosas de alto valor agregado, e retira o custo de tratamento destes resíduos, trazendo um caráter de sustentabilidade de toda a cadeia. O presente trabalho tem como principal objetivo, o estudo da produção de biodiesel por meio da transesterificação química e enzimática, investigando dois tipos de resíduos do processo de extração e refino de óleo de soja de uma indústria de alimento e energia. Estes resíduos apresentam potencialidade de uso, uma vez que, após os processos de purificação propostos encontram caracterização apropriada para a produção dos ésteres de biodiesel.

2. Materiais e métodos

Foram realizadas análise físico-química de caracterização da gordura de ambos resíduos onde foram avaliados: pH, umidade, óleos e graxas e ácidos graxos livres, com o intuito de fazer uso dos resíduos derivados da indústria de alimento e energia para a produção de biodiesel. Para transesterificação homogênea alcalina foi utilizado hidróxido de sódio (NaOH). Foi utilizado ácido sulfúrico (H₂SO₄) 10 %, água decantada, solução saturada de Cloreto de Sódio (NaCl), n-heptano P.A. (C₇H₁₆), sulfato de sódio (Na₂SO₄) e filtro de papel.

2.1 Resíduos investigados

Para o estudo foram investigados dois tipos de resíduos do processo de produção de biodiesel, cedido por uma indústria de alimento e energia da região norte do Alto Uruguai. A origem do primeiro resíduo decorre do processo de transesterificação química convencional, conhecido como flotado do efluente e apresenta-se na forma líquida de cor marrom. A origem do segundo resíduo decorre do processo de esterificação enzimática do refino do óleo de soja e apresenta-se na forma líquida de cor cinza.



Figura I – Resíduos I e II

2.2 Óleo de soja degomado

Para uma análise comparativa, foram realizados experimentos de caracterização e determinação de ésteres com óleo de soja degomado, principal matéria prima para produção de biodiesel da indústria de alimento e energia onde foram coletadas as amostras dos resíduos.



Figura II – Óleo degomado de soja

2.3 Análise de pH

O pH dos resíduos foi analisado através do método potenciométrico, segundo Standard Methods (APHA, AWWA, 1995).

2.4 Teor de umidade

O teor de umidade foi obtido através do método gravimétrico que é baseado na quantidade de massa resultante da amostra a partir da evaporação da água determinada por dessecação direta. O procedimento realizado utilizou três amostras de 10g de cada resíduo que foram armazenadas em cadinhos que inicialmente foram secos em estufa por 2 horas a uma temperatura de 105Cº, e em seguida pesados em balança analítica. Com as 10g de cada resíduo armazenada nos cadinhos as amostras foram pesadas e levadas a estufa a 105Cº onde permaneceram por 24 horas, após as amostras foram retiradas da estufa e levadas ao dessecador para o resfriamento e por fim pesadas novamente.

2.5 Determinação de óleos e graxas

Na determinação de óleos e graxas de cada resíduo foi utilizado o método de extração em Soxhlet, com solvente n-hexano (APHA, AWWA, 1995). De cada resíduo foram utilizadas 5 g que foram pesadas em um papel filtro e em seguida empacotado e colocado no cartucho de extração. Os frascos de extração foram secos em estufa por uma hora a temperatura de 105C° e levados ao dessecador para o resfriamento e em seguida pesados na balança analítica. Os cartuchos com as amostras foram colocados no extrator, sendo o período de extração de 3 horas. Após a extração, foi realizado a recuperação do n-hexano, e os frascos contendo a gordura presente na amostra, foram encaminhadas a estufa de secagem a 105C° por 1 hora, e depois para o dessecador para esfriar por 1 hora e então foram pesados.

2.6 Identificação de ácidos graxos livres (AGL)

Na determinação de ácidos graxos livres o método utilizado foi pela técnica de titulação de acordo com a IUPAC 2.201 o AOCs Cd 3d-63 que consiste na determinação de acidez do meio, devido à presença de ácidos graxos livres. Foram pesadas 1,5 g de cada amostra em um erlenmeyer de 300 ml. Em seguida, adicionou-se 50 ml de uma solução de etanol anidro:éter etílico (v/v), homogeneizado à esta, adicionou-se 5 gotas de indicador fenolftaleína 1% para indicar o ponto de viragem, e titulado com uma solução de KOH 0,1N. Para determinar o percentual de ácidos graxos livres utilizou-se o resultado do índice de acidez inicial e o índice de acidez final após o procedimento de transesterificação.

2.7 Pré-tratamento residual

Para tornar viável o uso dos resíduos na produção de biodiesel foi realizado pré-tratamentos com a intenção de remover partículas sólidas e a humidade existente que possam comprometer o processo.

2.7.1 Resíduo I de origem da esterificação utilizando catalisador químico

O pré-tratamento do resíduo seguiu na seguinte ordem: remoção de umidade em estufa a 105C° por 24 horas, centrifugação a 3500 rpm por 3 minutos, diluição de 100ml do resíduo em 100ml de n-hexano

2.7.2 Resíduo II de origem da esterificação utilizando catalisador enzimático

O pré-tratamento do resíduo seguiu na seguinte ordem: centrifugação 5000 rpm por 5 minutos (remover excesso de água), remoção de umidade em estufa a 105C° por 24 horas (após dessecagem o resíduo tornou-se uma pasta sólida), ressuspender do resíduo, a cada 25 gramas do resíduo utilizou-se 40 ml de n-hexano, centrifugação 5000 rpm por 5 minutos (remover partículas sólidas existentes).

2.8 Reação de transesterificação

No processo de transesterificação foram investigadas a razão molar gordura/metanol. O tempo de reação foi de 60 minutos. Todos os ensaios foram realizados em triplicata. Para o experimento foi necessário um balão de três bicos, conectado em um condensador acoplados a uma placa com

agitação e aquecimento indireto (banho-maria), onde o óleo, o metanol e o catalisador químico (NaOH) reagem de acordo com as seguintes condições. Para o reator de 250 ml, a quantidade de resíduo foi fixada em 25 g. As razões gordura/metanol estudadas foram 1:6 e 1:12 para uma concentração 0,5% de catalisador (NaOH) que previamente foi diluído no metanol. O resíduo pesado foi adicionado no interior do reator e aquecido até a temperatura de 65 C°. Ao atingir a temperatura de 65 C° foi adicionado à solução NaOH-metanol por uma das vias de entrada do reator, sob agitação intensa iniciando a contagem do tempo reacional. Após transcorrido o tempo, neutralizou-se a solução com 10 ml de ácido sulfúrico à 10%. Agitou-se o sistema e transferiu-se o conteúdo do reator para um funil de separação. Adicionou-se água à 80C° ao sistema, repetindo esse procedimento de lavagem até que a fase inferior estivesse completamente limpa. Adicionou-se ao funil de separação 2 ml de solução saturada de NaCl. Agitou-se o sistema, e esperou-se decantar em seguida eliminada a fase inferior. Adicionou-se 50 ml de heptano, agitando-se novamente o sistema em seguida esperou-se para que novamente ocorresse a decantação e por fim eliminando a fase inferior, procedimento realizado até que a fase inferior não estivesse mais precipitações. Após nova separação e descarte da fase inferior, filtrou-se a solução da fase superior. Este foi levado para a estufa a uma temperatura de 105C° até peso constante.

2.9 Determinação de ésteres metílicos

Para determinar a quantidade de éteres metílicos foram necessários 250mg de cada amostra, e adicionadas em um balão volumétrico de 10 ml, em seguida o volume foi completado com n-heptano. Logo após foi transferido uma alíquota de 50 µL desta solução para um balão volumétrico de 1 ml e 50 µL do padrão interno heptadecanoato de metila (C17:0) na concentração de 5000 ml/L, completando o volume com n-heptano. A solução foi injetada (1 µL) em um cromatografo gasoso (GC) (shimadzu 2010), com injetor automático (Split) e detector de ionização de chama (FID). A coluna utilizada foi a capilar Rtx-WAX (30m x 0,25mm x 0,25mm) nas condições cromatográficas descritas pela norma EM 14103 (2003), do Comitê Europeu para Padronizações. A temperatura inicial da coluna foi 120C°, na qual permanecerá por 1 minuto, seguido pelo aquecimento de 15C°/min até 250C° permanecendo assim por mais 2 minutos. Ar sintético e nitrogênio foram utilizados como gás de arraste e a temperatura do injetor e detector foi de 250C° e a taxa de Split de 1:50.

3. Resultados preliminares

A seguir serão apresentados os resultados preliminares obtidos de ambos os resíduos com relação a caracterização físico-químico e os testes preliminares para produção de ésteres.

3.1 Caracterização dos resíduos

A tabela abaixo apresenta as características físico-químico dos resíduos graxos provenientes da esterificação da produção de biodiesel por transesterificação química e enzimática da indústria de alimento e energia.

Tabela I – Caracterização físico-químico dos resíduos graxos e óleo degomado de soja da indústria de alimento e energia.

Gordura	pH	Ácidos Graxos Livres (AGL)($\mu\text{mol/g}$)	Óleos e Graxas (%)	Teor de Umidade (%)
Resíduo I	1,2	1577,29	95	3
Resíduo II	5,52	115	10,62	94
Óleo degomado de soja	-	9,82	97	0

3.2 Reação de transesterificação

3.2.1 Resíduo I

Ao analisar os resultados preliminares das reações de transesterificação apresentado na tabela 2 percebe-se que o percentual de ésteres produzidos ficou abaixo de um percentual esperado, esse resultado correlaciona-se com a baixa quantidade de óleo existente no resíduo I. Com base na produção de ésteres produzidos com óleo de soja degomado percebe-se que o percentual atinge o esperado, esse fator se deve as características padrão da matéria prima ideal para produção de biodiesel.

3.2.2 Resíduo II

A quantidade de partículas sólidas e humidade existente no resíduo II, comprometeu a reação de transesterificação que não atingiu o estágio final.

Tabela II – Concentração de ácidos graxos livres e percentual de ésteres produzidos.

Gordura	Razão Molar	NaOH (%)	Ácidos Graxos Livres (AGL)($\mu\text{mol/g}$)	Ésteres Produzidos (%)
Resíduo I	1:6	0,5	574,51	13,03
Resíduo II	1:6	0,5	806,45	-

4. Conclusão

Ao analisarmos as características de ambos os resíduos percebe-se que a quantidade de ésteres produzidos ficou abaixo dos valores produzidos pelas matérias primas convencionais da indústria de biodiesel, porém as características de ambos os resíduos apresentam fatores favoráveis para o seu uso na geração de energia. As características apresentadas do resíduo I demonstram quantidades elevadas de gordura e baixo teor de umidade, fator que potencializa a produção, porém, novos estudos de tratamento do resíduo devem ser investigados. Com relação as características do resíduo II, apresenta baixo teor de gordura e elevada quantidade de água o que impede o processo de transesterificação química. Nesse caso estudos comparativos com o óleo de soja ainda serão realizados e a otimização da produção de ésteres com os resíduos serão ampliados a fim de avaliar a potencialidade do processo produtivo com vistas a redução custo e degradação do meio ambiente. Uma nova rota do processo produtivo está sendo investigada para ambos os resíduos, por meio da transesterificação enzimática, cujo resultados ainda não foram apurados.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

5. Referências

APHA, AWWA, W. (1995). *STANDARD METHODS for the Examination of Water and Wastewater* (19th editi). Office American Public Health Association, Washington.

APROVEITAMENTO DA CINZA PROVENIENTE DE DIFERENTES FONTES DE GERAÇÃO DE ENERGIA: UM ESTUDO COMPARATIVO

**Mariana Gomes Oliveira¹, Júlia Nercolini Göde², Renata Bulling Magro³,
Taciana Furtado Ribeiro⁴, Diego Hoefling Souza⁵**

^{1,2,3,4,5} Mestrandos em Ciências Ambientais – Universidade do Estado de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. E-mail: marianagomes.udesc@gmail.com

1. Introdução

Os seres humanos necessitam da energia elétrica para sua subsistência e para o desenvolvimento de bens e serviços. No Brasil as hidrelétricas são as principais fontes de energia e representam aproximadamente 65% da energia elétrica gerada e compreendem 61% da capacidade total dos sistemas de geração de energia instalados.

Em termos mundiais, a principal forma de produção de energia atualmente são as usinas termelétricas, que representam em torno 70% da produção mundial, as quais são amplamente utilizadas em países desenvolvidos. No Brasil as termelétricas são mais empregadas para o abastecimento de indústrias e como fontes de reserva, em casos de crise energética.

Além das fontes tradicionais de energia citadas, fontes alternativas estão ganhando força, fato que garante uma maior independência de fontes únicas de geração de energia, e contribui para o desenvolvimento sustentável da economia de um país. A consciência de que o gerenciamento dos resíduos é uma questão estratégica para as empresas tem levado muitos pesquisadores a buscar alternativas para o aproveitamento dos resíduos industriais. No caso de usinas termelétricas, a queima das fontes de energia gera, dentre outros produtos, altos teores de cinzas.

O objetivo do presente trabalho é realizar um estudo comparativo entre o aproveitamento da cinza gerada no processo de queima de distintas fontes de energia, descritos em dois artigos científicos brasileiros. As fontes analisadas serão a biomassa florestal e o bagaço de cana de açúcar.

2. Materiais e métodos

Foram escolhidos dois estudos com diferentes modos de aproveitamento de cinzas e analisada a sua eficiência.

- 1) Aproveitamento da cinza do bagaço de cana-de-açúcar como fíler em concreto asfáltico: Conforme o trabalho realizado por Leal e Pereira (2007), o concreto asfáltico é um dos materiais de maior custo que constitui um pavimento flexível. Portanto, a substituição de um de seus componentes, ou parte deles, por resíduos industriais, pode contribuir para a redução de custos, sem alterar significativamente as suas propriedades. Além disto, pode diminuir o impacto ambiental causado pela necessidade de áreas específicas para deposição deste tipo de resíduo e reduzir a necessidade de exploração de novas jazidas.

Nos dias atuais o Brasil é considerado o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, com uma área plantada de aproximadamente 5 milhões de hectares, além de possuir o maior programa

de energia renovável do mundo. Durante o processamento da cana-de-açúcar para fabricação de açúcar e álcool, são produzidas grandes quantidades de bagaço de cana. A maior parte do bagaço é usada para geração de energia térmica e elétrica, tornando a indústria sucroalcooleira uma das únicas produtoras e consumidoras de energia renovável. O bagaço de cana queimado nas caldeiras das usinas de açúcar gera a cinza, que permanece em suspensão, e é recuperada por meio de arraste hidráulico.

Inicialmente os materiais necessários à produção do concreto asfáltico foram coletados e caracterizados pelos autores. Na etapa seguinte, foi efetuada a dosagem do concreto asfáltico, por meio do método Marshall, para obtenção de uma mistura de referência. Por fim, foi adicionada a cinza, nos vários teores, e realizado os ensaios previstos no programa experimental, os quais foram a velocidade do pulso ultrassônico, a estabilidade, a tração indireta e o módulo de resiliência.

2) Uso da cinza de biomassa florestal como fonte de nutrientes em povoamentos puros de *Eucalyptus grandis*: Conforme indicado pelo trabalho de Gonçalves e Moro (1995), a adição de cinzas no solo pode proporcionar alterações nas características físicas e químicas do solo. Sendo que, em especial, a utilização de cinza proveniente da biomassa florestal pode promover ganhos significativos de produtividade. A biomassa vegetal consiste basicamente nos resíduos da madeira utilizada industrialmente, já a cinza gerada é resultante da combustão incompleta e variada da madeira.

Os autores Gonçalves e Moro (1995) em seu trabalho buscaram aplicar um experimento de inserção de cinza de biomassa florestal no solo, aliado ao plantio de *Eucalyptus grandis*, de forma a avaliar os reflexos nas características do solo e da nutrição vegetal. As doses de cinzas aplicadas nas amostras de solo foram de 0, 15, 30 e 45 t/ha, sendo as amostras posteriormente incubadas por 2, 60 e 120 dias.

3. Resultados e discussão

Na análise dos efeitos causados pela adição da cinza do bagaço de cana-de-açúcar no pavimento asfáltico foram empregadas ferramentas estatísticas, como mostra a Figura 1.

Resultados dos ensaios do programa experimental

Misturas	Resíduo (%)	UPV (m/s)	Estabilidade (kN)	Tração indireta (kPa)	Módulo de resiliência (MPa)
Referência	0	3780	10,66	790,6	2144
	35	3830	8,28	903,7	2586
Cinza do bagaço de cana	50	3740	8,04	883,0	3150
	70	3720	8,39	845,5	3307
	100	3700	8,48	838,9	2816

Figura 1 - Resultados dos ensaios do programa experimental.

Fonte: Leal e Pereira (2007).

De acordo com a ANOVA, o $F_{calculado}$ é 9,052 e o $F_{crítico}$ é 2,540 (Figura 2). Como $F_{calculado}$ é maior que $F_{crítico}$, a hipótese nula foi rejeitada, portanto, sabe-se que a adição da cinza do bagaço de cana causou alteração significativa na velocidade do pulso ultra-sônico. Observou-se que a

velocidade do pulso ultra-sônico diminui com o aumento do percentual da cinza do bagaço de cana, o que pode estar relacionado ao aumento do percentual de vazios.

ANOVA – Adição de cinza do bagaço de cana – Velocidade do pulso ultra-sônico

RESUMO						
Grupo	Contagem	Soma	Média	Variância		
Coluna 1	12	45,81	3,8175	0,00627		
Coluna 2	12	45,93	3,8275	0,00756		
Coluna 3	12	44,84	3,736666	0,00473		
Coluna 4	12	44,55	3,7125	0,00147		
Coluna 5	12	44,43	3,7025	0,00309		
ANOVA						
Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F _{calculado}	valor-P	F crítico
Entre grupos	0,1676067	4	0,041901	9,05299	1,083E-05	2,53968
Dentro dos grupos	0,2545667	55	0,004628			
Total	0,4221733	59				

Figura 2 - ANOVA, adição de cinza do bagaço de cana, velocidade do pulso ultra-sônico.

Fonte: Leal e Pereira (2007).

As considerações apresentadas estão limitadas à utilização dos materiais em laboratório e quantidade de ensaios realizados. Por meio da análise dos resultados estatísticos se pode afirmar que a adição da cinza do bagaço de cana-de-açúcar melhora propriedades específicas do concreto asfáltico em cerca de 70%; a resistência à tração aumenta com o acréscimo do percentual da cinza do bagaço de cana; o módulo de resiliência aumenta com o aumento do percentual da cinza do bagaço de cana;

Conclui-se que o objetivo principal do estudo (aproveitamento da cinza do bagaço de cana como fíler no concreto asfáltico) foi alcançado. Verificou-se que o aproveitamento do resíduo é considerado viável tecnicamente.

Quanto aos resultados observados, pode-se afirmar que a cinza promoveu elevação nos níveis de pH, dos elementos trocáveis K, Ca, Mg, do P extraível e redução do Al trocável, nas amostras de solo incubadas em condições controladas de laboratório, sendo fontes de nutrientes para as espécies vegetais. Resultados semelhantes também foram observados em outros estudos como os de Bellote et al. (1998) e Maeda, Silva e Cardoso (2008).

Em estudo semelhante, Bellote et al. (1998), além de observar o incremento de nutrientes no solo, também testemunhou um efeito sinérgico entre a aplicação de cinza e a produtividade de plantios florestais de *Eucalyptus grandis*. Os maiores incrementos em altura (4,0 m) e em volume de madeira (de 22 e 34 m³/ha.ano) foram obtidos para as doses mais elevadas de cinzas (Figura 3), representando incrementos de cerca de 65% e 85% respectivamente, em relação à adubação mineral.

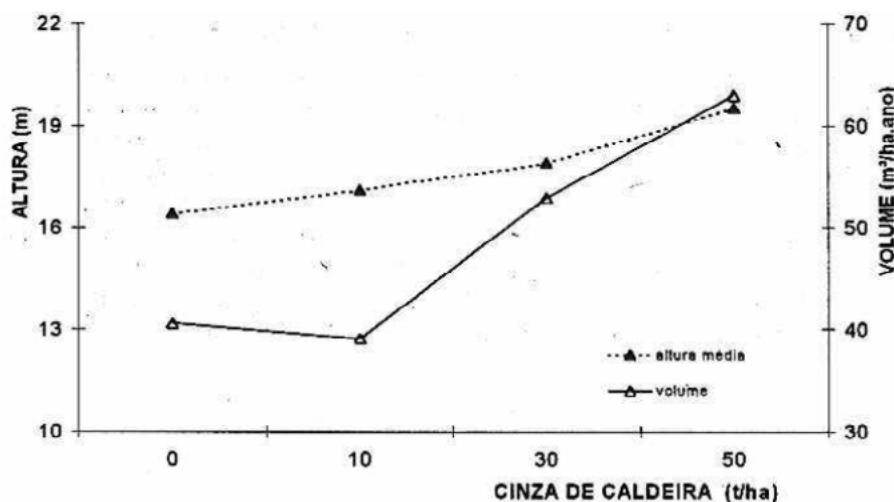


Figura 3 - Efeito sinérgico da aplicação de cinza de biomassa vegetal na produtividade de *Eucalyptus grandis*.

Fonte: Bellote et al. (1998).

Os estudos desenvolvidos permitem afirmar que o uso da cinza de biomassa em adição ao adubo mineral já utilizado, possibilita ganhos expressivos em volume de madeira, devido ao aumento da produtividade resultante das modificações das propriedades físicas e químicas do solo.

De modo geral, os trabalhos apontam a aplicação de cinzas de biomassa vegetal no solo para nutrição de plantios florestais como uma alternativa viável para a destinação desse resíduo por parte dos grandes produtores. Porém, destaca-se que a eficiência dos resultados da aplicação da cinza pode variar de acordo com as características do solo, características climatológicas do local e características da espécie de plantio a ser utilizada.

Existe uma gama de fontes pelas quais se pode gerar energia por meio da queima, o que produz, inevitavelmente as cinzas como subproduto. A biomassa e bagaço de cana-de-açúcar são algumas delas, mas esta lista pode incluir fontes como gás natural, petróleo, urânio enriquecido, bagaço de diversos tipos de plantas, entre outros, e cada uma possui características diferentes de suas cinzas e aplicações. Nos estudos abrangidos, poderia ter sido melhor abordado uma análise da viabilidade econômica da pesquisa. O uso de fontes alternativas, as quais podem significar uma dificuldade para a destinação em indústrias, podem ser mais estudadas em centros de pesquisa e universidades, unindo, deste modo, a pesquisa à indústria.

4. Conclusão

A utilização do bagaço de cana de açúcar pode melhorar consideravelmente algumas propriedades do concreto asfáltico. O aproveitamento deste resíduo se mostrou tecnicamente viável, apresentando vantagens como a menor necessidade de exploração dos recursos naturais e a redução da necessidade de criação de novas áreas de deposição de resíduos. No caso da utilização da biomassa vegetal, o estudo analisado deixou evidente o papel da cinza como agente melhorador dos atributos químicos do solo, e conseqüentemente, como fonte de nutrientes para as árvores, apresentando

como principal vantagem os grandes níveis de respostas obtidas em produtividade do *Eucalyptus grandis*.

5. Referências

Faria de. F. A. M., Jaramillo. P., The future of power generation in Brazil: An analysis of alternatives to Amazonian hydropower development, Energy for Sustainable Development. (2017).

Bellote. F. A., J, Ferreira. C. A., Andrade. D. de C., Eng.-Agrônomos, Doutores, CREA n, Boletim de Pesquisa Florestal. (1998).

Gonçalves. J. L. M., Moro. L., Uso da cinza de biomassa florestal como fonte de nutrientes em povoamentos puros de *Eucalyptus grandis*, Ipef. (1995).

Leal. L. D., Ferreira. P., Açúcar Como Fíler Em Concreto Asfáltico, Vértices. (2007).

Maeda. S., Silva da. H. D., Cardoso. C., Resposta de *Pinus taeda* à aplicação de cinza de biomassa vegetal em Cambissolo Húmico, em vaso, Pesquisa Florestal Brasileira. (2008).

ESTUDO COMPARATIVO EM RELAÇÃO DA INCLINAÇÃO DE PLACAS FOTOVOLTAICAS EM CERRO LARGO

Francesco Jurinic¹, Jorge Luis Palacios Felix²

¹Engenheiro Civil pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Especialista em Educação Ambiental pelo Centro Universitário Internacional (UNINTER). Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ambientes e Tecnologias Sustentáveis Campus Cerro Largo/RS - Brasil. E-mail: francesco.jurinic@hotmail.com

²Professor Associado, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Cerro Largo/RS - Brasil. e-mail: jorge.felix@uffs.edu.br

1. Introdução

Com a revolução industrial trouxe desenvolvimento, porém com isso vem aumentando a poluição ambiental em níveis alarmantes. A preocupação com esses níveis tem ganhado cada vez mais a atenção de todos, fazendo assim a criação de novas formas de produção de energias mais limpas e renováveis, além de gerar menos impactos ambientais, trazendo consigo uma forma economicamente viável. O Brasil tem várias formas de geração de energia com grande potencial, uma delas é a energia fotovoltaica, que é uma fonte limpa e renovável, com a ampliação dela, podemos reduzir as outras fontes de geração maléficas ao ambiente, conseqüentemente ajudando a redução de fontes poluidores.

O sistemas solares, como qualquer outro sistema, precisam ser operados com o máximo possível de desempenho. Isso pode ser conseguido através de projeto, construção, instalação e orientação adequados. A orientação de um painel fotovoltaico se descreve pelo seu azimute e inclinar do ângulos. Muitas investigações foram realizadas para determinar, ou pelo menos estimar, o melhor ângulo de inclinação para os sistemas solares de uma forma de captura ou aproveitamento da radiação solar incidente que foram contextualizadas e revisadas em (YADAV & CHANDEL, 2011; SHARIAH et al., 2002).

Este trabalho tem por objetivo de demonstrar o potencial de geração de energia elétrica com a introdução de um sistema fotovoltaico, através de duas placas instaladas no lado externo de um laboratório da Universidade Federal da Fronteira Sul da cidade de Cerro Largo – RS, posicionados ao hemisfério norte, bem como encontrar a melhor inclinação das placas, demonstrando suas porcentagens de ganho ou perda, somente alterando sua inclinação. Segundo Landau (2012), para o cálculo do ângulo de inclinação do painel solar no hemisfério sul, utiliza-se a latitude do local, somando-se 15°. Porém, nem sempre na hora da instalação segue-se essa orientação, às vezes devido a inclinação do telhado, existe a impossibilidade de instalar uma estrutura de fixação das placas com a inclinação ideal, por isso o motivo desse trabalho, calcular as perdas ou ganhos, utilizando outras inclinações.

As maiores vantagens na aplicação de painéis solares estão na geração elétrica através de um insumo inesgotável para os seres humanos e sem custo que é a luz do Sol. Não produz resíduo e sua manutenção é inexistente se desconsiderarmos a limpeza.

2. Materiais e métodos

Foi introduzido um sistema solar orientada e moveis, nas quais foram instaladas duas placas policristalinas de 150W, cada uma, com dimensões de 148,5 x 69,5cm, totalizando 1m², com uma eficiência energética de 15%, as placas foram adquiridas no comércio da região, através dessas estruturas pode-se variar a inclinação em relação ao solo das placas, para encontrar a inclinação ideal para a cidade de Cerro Largo – RS, direcionadas para o norte.

Cada placa foi ligada a uma carga resistiva de 8,6 Ohms, onde foi realizada as medições de tensão e corrente elétrica em cada uma das placas, a cada 10 minutos entre as 10 e 16 horas do mesmo dia, sempre repetindo o experimento ao menos 3 vezes, para ter a média de geração devido a variação de irradiação solar ao mês de junho de 2019. Para calcular a potência em Watts, foi utilizado a fórmula de $P=U*I$ (tensão(V) X corrente(A)).

As placas fotovoltaicas foram posicionadas em três posições diferentes (9°, 22° e 35°), que apresentou diferenças significativas na geração de energia, somente com a variação de sua inclinação em relação ao solo. Conforme a Figura 1, podemos observar no lado esquerdo a placa 1(P1), com inclinação de 22° e a placa 2(P2) com 9°, no lado direito, os equipamentos instalados dentro do próprio laboratório, os quais são uma bateria estacionaria de 220Ah, um regulador de carga e um inversor de 12V DC para 220V AC.

Figura1: Estrutura metálica móvel de suporte das placas fotovoltaicas p1 e p2, uma bateria estacionaria de 220Ah, um regulador de carga, e um inversor (FONTE: OS AUTORES).



Os dados de radiação solar foram obtidos da estação meteorológica da UFFS implantada no campus Cerro Largo, onde foram realizados os experimentos a menos de 100 metros de distância.

3. Resultados e discussão

Em sistemas fotovoltaicos fixos, para uma melhor eficiência segundo (SOLAR, 2006), deve-se orientar as placas para o lado norte. Conforme algumas orientações de vários autores, não foi alterado a direção das placas, mantendo sempre direcionadas ao norte.

Segundo Lopes e Mendes (2016), o sistema solar fotovoltaico autônomo ou isolado, pode ser empregado em locais não atendidos pelos serviços da rede da concessionária de eletricidade. Esse sistema pode ser utilizado também para alimentação elétrica de iluminação pública, sistemas

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

de telecomunicações, equipamentos de monitoramento e sinalização em rodovias. Pereira et al. (2006) destaca o benefício social de sistemas descentralizados, que suprem a população sem acesso à energia ou que a tem em escassez, como acontece na maior parte da região amazônica, onde a demanda é dispersa e a densidade energética relativamente pequena.

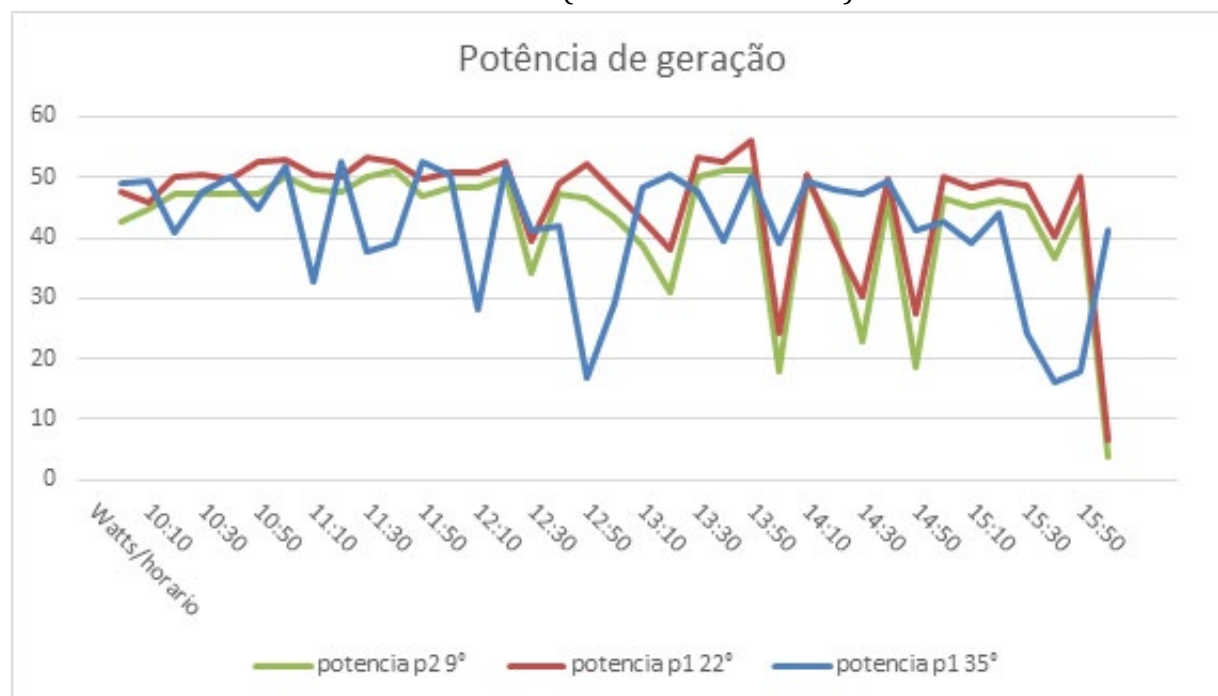
Os sistemas fotovoltaicos isolados, podem ser configurados de duas maneiras básicas: sem armazenamento de energia ou com armazenamento de energia (SANTOS, 2013).

O Brasil possui consideráveis índices de radiação solar, o que propicia a utilização da energia solar, como fonte alternativa de energia. A radiação solar média diária no Brasil, varia entre 4,27 e 6,1 kWh/m²/dia. A região do país com pior nível de radiação está entre 4,7 e 4,85 kWh/m²/dia. Na Alemanha, líder mundial em geração solar fotovoltaica, por exemplo, a radiação média diária não ultrapassa 3,4 kWh/m²/dia (COGEN, 2012).

Atualmente, na maioria dos países desenvolvidos do mundo (Estados Unidos, Reino Unido, Itália e Alemanha), a autogeração é um dos principais sistemas de desenvolvimento solar fotovoltaico (SARASA-MAESTRO et al., 2016).

A seguir no gráfico 1, demonstração das potências (Watts) de geração de cada placa, em relação a sua inclinação ao longo do dia, demonstra grandes variações devido as condições climáticas. Um sistema fotovoltaico também opera em dias nublados, mas quanto maior a intensidade de luz, maior será o fluxo de energia elétrica (ANEEL, 2008).

Gráfico 1: Relação de potência (Watts) referente a inclinação das placas fotovoltaicas medidos a cada 10min. (Fonte: OS AUTORES)



Segundo (CEPEL-CRESESB, 2005), a corrente gerada nos módulos aumenta linearmente com o aumento da Intensidade luminosa. Logo a corrente variando, altera a potência, o que explica essa não estabilidade potencial no sistema com módulo fotovoltaico fixo.

Em relação a potência em watts, gerada pelas placas, apresentou maior geração com a inclinação de 22°, ao norte, e teve uma redução de 2,88% e 9,19% utilizando a inclinação de 35° e 9° respectivamente. Com que demonstra que o simples fato de escolher a melhor inclinação e direção das placas, podemos ter ganhos na geração significativamente, reduzindo em quase 10% o número de placas e o custo de implantação só por esses fatos. Pode-se observar, que certos intervalos de tempo entre 13:10-13:30 e 14:10-14:50 teve o melhor desempenho para a inclinação de 35°. Que seria um caso de estudo, o que influenciou nessa mudança.

Essa energia fornecida pelo sistema fotovoltaica pode ser implementada em uma residência para fornecer energia elétrica, ligando lâmpadas, equipamentos, entre outros. além do benefício de ser possível a utilização em locais remotos, por não ter a necessidade em estar ligado a uma rede elétrica já existente. Quanto maior for o rendimento dos painéis, maior será a capacidade de geração, sendo assim, mais equipamentos poderiam ser ligados a mesma.

Sistemas mecânicos e automáticos instalados sobre placas solares para rastrear e movimentar as placas, conforme a movimentação do sol, segundo a CEPEL, o movimento da estrutura é de tal forma, que a incidência do sol é sempre perpendicular ao plano dos painéis fotovoltaicos, situação mais favorável para o aproveitamento da energia. O aumento de aproveitamento teórico de energia deste tipo de estrutura é da ordem de 20% se comparada com a montagem fixa de painéis (CEPEL-CRESESB, 2005).

4. Conclusão

Segundo a literatura existente, apresenta as vantagens ambientais e econômicas da energia solar em relação as outras fontes de energia. As medidas elétricas variam conforme a irradiação, inclinação e condições climáticas, ao qual foi identificado o melhor rendimento de geração de energia com inclinação de 22° ao norte, que atingiu um ganho máximo de 9,12% em relação a outras inclinações, demonstrando que sistemas fotovoltaico torna-se muito vantajoso e economicamente viável na cidade de Cerro Largo em relação a outras cidades e estados do Brasil, que devemos levar sempre em consideração na hora de instalar um sistema novo de placas solares fotovoltaicas, seu posicionamento solar.

5. Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. Brasília: ANEEL, 2008.

CRESESB, Grupo de Trabalho de Energia Solar. **Manual de Engenharia para Sistemas Fotovoltaicos**. Rio de Janeiro: 2014.

COGEN. ASSOCIAÇÃO DA INDÚSTRIA DE COGERAÇÃO DE ENERGIA. **GT COGEN Solar: inserção da energia solar no Brasil**. 2012.

ENERGIA SOLAR - FFSOLAR. **Sistemas de Energias Alternativas Portugal, Lda**. Disponível em:<<http://www.ffiolar.com/index.pt>>. Acesso em: 25 jun. 2019.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

LANDAU, C. R. **Optimum Tilt of Solar Panels**. Disponível em: <<http://www.macslab.com/optsolar.html>>. Acesso em 15 de jun 2019.

LOPES, L. M. A. J.; MENDES, L. F. R. Microgeração fotovoltaica conectada à rede elétrica: considerações acerca de sua difusão e implantação no Brasil. **Revista Vértices**, v.18, n.2, p. 31-51, 2016.

SANTOS, M. A. (Org.). **Fontes de energia nova e renovável**. Rio de Janeiro: LTC, 2013.

SARASA-MAESTRO, C. J.; DUFO-LÓPEZ, R.; BERNAL-AGUSTÍN, J. L. Analysis of Photovoltaic Self-Consumption Systems. **Energies**, v. 9, p. 681, 2016.

SHARIAH, A.; AL-AKHRAS, M.; AL-OMARI, IA. Optimizing the tilt angle of solar collectors. **Renewable Energy**, 26, p. 587-98, 2002.

YADAV, A. K.; CHANDEL, S. S. Tilt angle optimization to maximize incident solar radiation: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, vol. 23, p. 503-513, 2013.

PROJETO DE PLANTA PARA TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS VÍNICOS COM APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DO BIOGÁS GERADO

Natália da Cunha¹

¹ Engenheira Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul, n.cunha@hotmail.com

1. Introdução

Com desenvolvimento industrial e crescimento econômico, assim como o aumento demográfico e urbanização, inserido no atual modelo de intensa expansão de diversos setores do Brasil, houve incremento na demanda energética, surgindo como um problema de considerável relevância, uma vez que o desenvolvimento de qualquer economia é fator dependente da correta tomada de decisões no que diz respeito à utilização racional das fontes energéticas dentro das políticas econômicas, sociais e ambientais vigentes.

Tratando-se de desenvolvimento sustentável, a necessidade de aproveitamento do potencial energético de cada país e os estados nele inseridos através de fontes de energia renováveis disponíveis, é notória. No caso do Rio Grande do Sul além da exploração da energia eólica, surge o biogás não só como alternativa de suprimento de gás, mas também com o viés do aproveitamento energético, o que vem se tornando cada vez mais viável (MARTINS et al., 2017). Dentre os diversos resíduos passíveis de utilização para o sugerido fim, está o resíduo proveniente de vinícolas. Os principais resíduos são bagaço, engaço e borra, que se não forem devidamente tratados, podem causar severas consequências ao meio ambiente, poluindo o solo e contaminando as fontes de água.

Estes resíduos provocam impactos negativos no meio ambiente devido aos baixos valores de pH, e por conterem substâncias fitotóxicas e fenólicas (SILVA, 2003).

Diante do exposto, este projeto visa apresentar o tratamento anaeróbio como uma solução para o tratamento de resíduos sólidos das vinícolas localizadas no município de Flores da Cunha, e o aproveitamento energético do biogás gerado no processo. Para isto, propõe-se a utilização de ensilagem, para conservação dos resíduos e o sistema de metanização a seco em garagem para digestão dos resíduos e geração de biogás. Trata-se de uma alternativa que resulta no adequado tratamento da fração orgânica dos resíduos, na geração de biofertilizantes e na diversificação da matriz energética, sendo aplicável a diversas situações.

2. Materiais e métodos

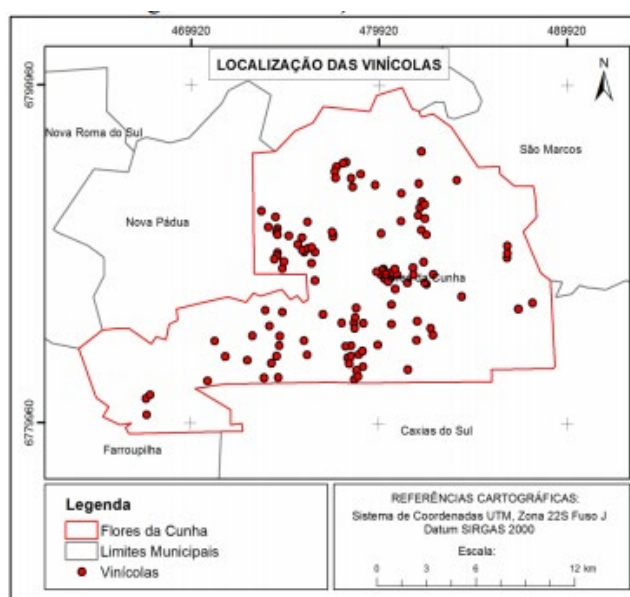
O projeto foi conduzido através de informações bibliográficas de caráter teórico, utilizando como base, dados referentes à produção de vinhos no município de Flores da Cunha no ano de 2017, que conta com 143 vinícolas, as quais foram mapeadas, conforme apresentado na Figura 1. Os cálculos de projeto foram realizados considerando apenas o tratamento dos dois principais resíduos, o bagaço de uva e a borra de vinho. Na Tabela 1, apresentam-se as características desses resíduos.

Tabela 1 – Características dos resíduos

Tipo de resíduo	Geração de Resíduos (kg/Lvinho produzido)	Sólidos Totais (ST%)	Sólidos Voláteis (SV%)	Produção de biogás (m³/tSV)
Bagaço de uva	0,2	35	90,0	160
Borra de vinho	0,05	6	83,3	800

Fonte: Adaptado de BESINELLA et al. (2017).

Figura 1 - Localização das vinícolas



Fonte: Autor utilizando dados de AGAVI (2018) e IBGE (2015).

De acordo com dados da Associação Gaúcha de Viticultores (AGAVI) foram produzidos 115.769.965 L de vinho em 2017. Informações da Tabela 1 apresentam que 0,20 kg de bagaço e 0,05 kg de borra são gerados para produção de 1 litro de vinho. Com esses dados, estimou-se a quantidade gerada de cada subproduto. O volume dos resíduos foi calculado utilizando a massa específica de cada um, através da Equação 1. A massa específica considerada para a borra de vinho foi de 1.000 kg/m³ (VERONESE, 2018), enquanto a do bagaço 500 kg/m³ (ADUBARE, 2018).

$$V_s = \frac{m}{p}$$

Equação (1)

Onde: V_s = volume de subproduto (m³); M = Massa anual de resíduo a ser alimentada ao reator (kg); p = massa específica (kg/m³).

O cálculo do potencial estimado de produção de biogás foi realizado considerando como parâmetros de cálculo os sólidos totais (ST), os sólidos voláteis (SV) e o rendimento de biogás por tonelada de SV (Equações 2 e 3). Os valores adotados para SV e ST estão apresentados na Tabela 1.

$$SV \left(\frac{t}{ano} \right) = \frac{ST \left(\frac{t}{ano} \right) \times SV (\%)}{100}$$

Equação (2)

$$BIO = SV \left(\frac{t}{ano} \right) \times R_{BIO}$$

Equação (3)

Onde: ST = sólidos totais; SV = sólidos voláteis; BIO = produção de biogás (m³/ano); B = biomassa gerada por ano (ton); RBIO = rendimento de biogás (m³/tonSV);

A partir dos dados calculados nas Equações 2 e 3, referentes à produção de biogás, foi calculado o potencial de geração de energia elétrica utilizando a Equação 4. Considerando o valor da geração de energia elétrica por m³ de biogás 6 kWh.

$$P_E = BIO \times pc$$

Equação (4)

Onde: PE = produção de energia elétrica; BIO = produção de biogás (m³/ano); pc = poder calorífico (kWh/m³).

Além da energia elétrica, outro produto que é gerado através do tratamento anaeróbio é o digestato. Para a estimativa da quantidade de digestato, considerou-se uma redução de 35% da massa inicial de resíduo introduzida ao reator.

3. Resultados e discussão

Estimou-se que as vinícolas do município de Flores da Cunha, geraram em 2017 28.942.491,3 kg de subprodutos (bagaço e borra). Do volume total anual (52.096,5 m³/ano), serão tratados mensalmente 4.341,4 m³. A partir do volume mensal calculado, optou-se por utilizar oito garagens para a digestão anaeróbia.

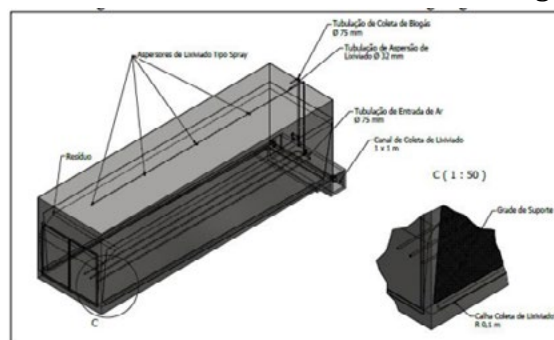
Para o projeto, adotou-se um volume de 550 m³. Levando em conta que o preenchimento da garagem será em 75% da altura, e em cada lateral terá uma borda livre de 0,15 metros, serão oito garagens de estruturas iguais, 22 metros de comprimento, 6 metros de largura e 6 metros de altura. A vista isométrica do reator modelo garagem pode ser visualizada na Figura 2.

O reator contará com sistema de aeração, que será utilizado, antes da inoculação, através de uma aeração curta com difusores de ar localizados abaixo do substrato depositado. O ar fornecido também irá aquecer o sistema rápida e uniformemente. Depois disso, o aquecimento incorporado às paredes dos reatores assegura uma temperatura de processo ideal (30 a 35°C).

Ao final do ciclo de digestão, antes da abertura, o reator também será aerado a fim de promover uma secagem prévia do material antes de sua remoção e evitar a emissão de metano, que pode criar um ambiente explosivo. No interior das garagens não existirá equipamentos e sistema de agitação. Desta forma o processo de fermentação será facilitado através da recirculação do lixiviado, que envolve a pulverização da biomassa com o próprio lixiviado gerado no processo, o qual será coletado pelo fundo do reator. Este lixiviado servirá como inóculo (contém bactérias), mantendo a biomassa úmida (>70% de umidade) e aumentando as interações resíduo-bactérias.

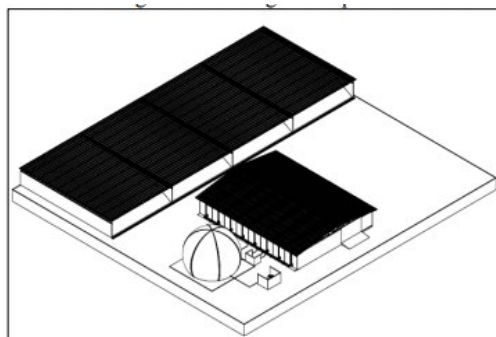
Para o armazenamento dos resíduos e para proporcionar o abastecimento dos biodigestores durante o ano, o projeto propôs a utilização do sistema de ensilagem. Esse espaço será composto por um piso impermeabilizado de concreto com declividade de 1%, subdividido em quatro baias. Com base nos cálculos realizados, a planta apresentou uma geração de 18.812.619,30 kg de digestato e um potencial de geração de biogás de 1.398.409 m³/ano. Para a geração de energia elétrica será utilizado motor de combustão interna, considerando a eficiência de conversão de 40%, tem-se a produção de energia elétrica 3.356.181,6 kWh/ano. Desse valor deve-se ainda descontar a energia utilizada na planta, a qual foi considerada 3.780 kWh/mês. Portanto, estimou-se que a produção final de energia elétrica da planta será 3.310.821,6 kWh/mês.

Figura 2 – Vista isométrica do reator modelo garagem



Fonte: Autor (2018)

Figura 3 – Vista geral da planta



Fonte: Autor (2018)

3.1 Análise de viabilidade

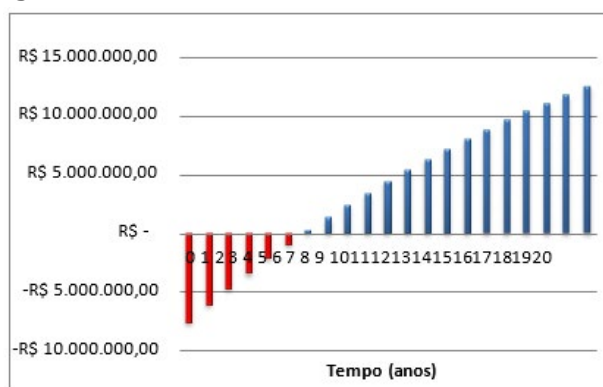
Na análise de viabilidade econômica, técnica e ambiental foram analisados dois cenários, um considerando a venda de energia elétrica e do digestato gerado e outro cenário considerando apenas a venda de energia elétrica. Para isso foram levados em conta: investimento inicial, custo anual de operação e manutenção, e vida útil do projeto. O custo total de implantação do projeto é de R\$ 7.601.620,13. Os custos orçados para a operação e manutenção do projeto em questão são R\$ 1.209.024,00 ao ano. As receitas consideradas para cada cenário são apresentadas na Tabela 2. Nas figuras 4 e 5 é apresentado o saldo de caixa em valor presente dos cenários 1 e 2, a partir do qual se observa que, no cenário 1 no sexto ano após a implantação do projeto, o sistema passa a operar com caixa positivo, ou seja, em cinco anos é coberto totalmente o investimento inicial aplicado. Já no cenário 2, observa-se que, após 20 anos da implantação do projeto, o sistema apresenta saldo em caixa negativo, não apresentando viabilidade.

Tabela 2 – Receitas de cada cenário

Produto	Preço de venda	Unidade	Quantidade gerada	Receita
CENÁRIO 1				
Energia elétrica	R\$ 250,00	MW/h	3310,82	R\$ 827.705,00
Digestato	R\$ 0,10	kg	18.812.619,30	R\$ 1.881.261,93
CENÁRIO 2				
Energia elétrica	R\$ 250,00	MW/h	3310,82	R\$ 827.705,00

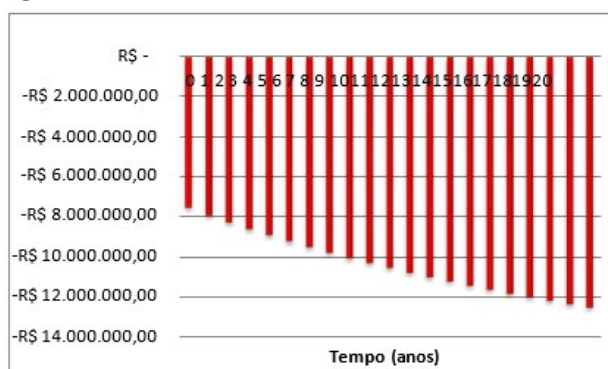
Fonte: Autor utilizando dados de SNSA (2015).

Figura 4 - Gráfico do saldo de caixa do cenário 1



Fonte: Autor (2018).

Figura 5 - Gráfico do saldo de caixa do cenário 2



Fonte: Autor (2018).

Para a comparação entre os dois cenários do ponto de vista econômico calculou-se a TIR (Taxa Interna de Retorno) que consiste em uma taxa de desconto hipotética, aplicada a um fluxo de caixa, faz com que os custos, trazidos para valor presente, sejam iguais aos valores das receitas, também trazidas para valor presente (BNDES, 2018). Quando aplicado o cálculo da TIR ao fluxo de caixa do cenário 1, o valor da TIR ficou em 27,70%, e a relação de custos e benefícios 0,66, isto está relacionado ao fato de neste cenário a receita gerada ser maior do que no cenário 2, devido a venda da energia elétrica e composto orgânico, o que torna o projeto viável. Já no cenário 2, não obteve-se

um resultado satisfatório, pois nesse cenário a receita gerada através da venda apenas da energia elétrica não é suficiente para suprir os gastos com o projeto, tornando-o inviável.

4. Conclusão

Como se pode verificar pelo presente projeto, o biogás é uma fonte de energia com considerável potencial de geração de energia elétrica que pode ser considerada ao se pensar na expansão energética do estado. Para tornar possível essa expansão necessita ainda de avanços institucionais e econômicos. A utilização do biogás não deve ser considerada apenas como um interesse econômico, visto que, também contribui para a redução nas emissões de gases estufa, uma vez que compete com fontes utilizadoras de combustíveis fósseis. Ressalta-se ainda a abrangência no que tange a solução da destinação de resíduos provenientes da cadeia produtiva de vinhos. Indica-se para trabalhos futuros a realização de projeto piloto para testes em laboratório, além de englobar eventuais adequações para a comercialização da energia elétrica.

5. Referências

ADUBARE. **Massa específica do bagaço** [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por telefone em 13 jun. 2018.

ASSOCIAÇÃO GAÚCHA DE VINICULTORES – AGAVI. **Dados para TCC** [mensagem pessoal] Mensagem recebida por <darcidani@agavi.com.br>, em 30 maio 2012.

BNDES. **Taxa Interna de Retorno**. 2018. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/wps/portal/site/home>>. Acesso em: 11 nov. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Malhas Digitais Municipais**. 2015.

MARTINS, R. D. et al. Aproveitamento do Biogás a partir de Resíduos Vitivinícola para a Geração de Energia Elétrica Visando Corresponder a Demanda Futura no Rio Grande do Sul. **In: 6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**. Bento Gonçalves – RS, abr. 2017.

VERONESE. **Massa específica da borra** [Mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <mvedana4@ucs.br> em 15 jun. 2018.

PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DO PROCESSAMENTO DE TABACO

**Fernanda Kretschmer¹, Marcelo Luís Kronbauer², Camila Hasan³, Munique Marder⁴,
Marina Regina Peiter⁵, Odorico Konrad⁶**

^{1,2} Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC

^{3,4,5,6} Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS) - Universidade do Vale do Taquari – UNIVATES.
E-mail: fernanda@conifera.eng.br

1. Introdução

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Brasil é o segundo maior produtor de fumo do mundo, ficando atrás apenas da China em volume de produção. O tabaco é, portanto, responsável pelo desenvolvimento econômico de vários municípios da Região Sul do país, estando presente em 574 municípios do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (AFUBRA, 2017).

Esta produção considerável de tabaco incide em grandes quantidades de resíduos gerados durante os processos de cultivo e processamento e que precisam de uma destinação ambientalmente adequada (MENG *et al.*, 2015). Estes resíduos constituem-se principalmente pelo pó, que representa aproximadamente 95%, e é extraído durante todo o processo produtivo por sistemas de exaustão e tamisação, e pelo talo, o qual não possui valor comercial e representa aproximadamente 5% dos resíduos (LAUSCHNER, 2005).

Do mesmo modo que o cigarro, estes resíduos possuem compostos toxicogênicos aos humanos e animais, sendo desta forma muito importante o seu tratamento (ROEHRS, 2012). Este estudo investigou os rendimentos de biogás e metano que podem ser obtidos a partir da digestão anaeróbia mesofílica (35 °C) de resíduos do tabaco (talo e pó de fumo) facilmente disponíveis em regiões de cultivo de tabaco.

2. Materiais e métodos

Os experimentos de digestão anaeróbia com os resíduos de tabaco foram conduzidos em escala laboratorial, operados em batelada e baseados nas principais premissas propostas pela normativa alemã VDI 4630 (2006) para identificação do Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) e Metano (PBM) de substratos. Tal potencial refere-se à quantidade de gás que pode ser obtida a partir destas biomassas, expressa como volume de biogás ou metano por unidade de massa da matéria orgânica presente no substrato avaliado (SV). Para tanto, os experimentos utilizam uma pequena quantidade de amostra do substrato incubada em condições mesofílicas, na presença de um inóculo anaeróbio (STEINMETZ *et al.*, 2016).

2.1 Inóculo

Foi utilizado como inóculo o digestato de um reator anaeróbio mesofílico, disponível no CEBER/UNIVATES em Encantado/RS. Trata-se de um material oriundo da digestão anaeróbia de resíduos agroindustriais diversos.

2.2 Preparo das amostras

Utilizou-se reatores de vidro com capacidade de 1L, preenchidos com 500 g de amostra, que ficaram mantidos em incubadoras adaptadas, à uma temperatura constante de 35 °C. Foram incubadas 4 triplicatas, sendo estas correspondentes ao inóculo, ao padrão de celulose e aos dois substratos investigados.

Para iniciar a realização do experimento foram realizadas análises físico-químicas de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e pH, para quantificar a composição nos reatores, bem como auxiliar na interpretação dos resultados. No que se refere à combinação das amostras com o inóculo, a VDI 4630 (2006) prediz que o teor de sólidos totais da mistura não deve ultrapassar 10% e que a razão entre os sólidos voláteis da amostra pelos sólidos voláteis do inóculo deve ser 0,5 adotando-se uma relação inóculo/amostra de 2:1. Deste modo, após realizadas as análises de sólidos, a composição das triplicatas se deu conforme descrito na Tabela 1.

Tabela 1 - Composição dos reatores.

	Inóculo (g)	gSV no inóculo	Substrato (g)	gSV no substrato
Triplicata I - Inóculo	500,0	9,2	0,0	0,0
Triplicata II - Celulose microcristalina	495,1	9,1	4,8	4,6
Triplicata III - Pó de Fumo	489,9	9,0	10,0	4,6
Triplicata IV - Talo de Fumo	493,4	9,0	6,6	4,6

2.3 Monitoramento do experimento

O biogás produzido nos reatores foi quantificado por meio de um sistema automatizado, regido pela Lei dos Gases Ideais. Portanto, o volume de biogás produzido em cada reator foi calculado e corrigido automaticamente pelo sistema com base nesta lei física que relaciona a pressão e a temperatura do momento, com os valores destas variáveis inseridos na calibração do sistema. A qualificação do biogás gerado a partir da identificação do teor de metano (CH₄) foi realizada três vezes por semana, por meio de um sensor específico de metano, denominado Advenced Gasmitter.

A triplicata de reatores pode ser encerrada, de acordo com a VDI 4630 (2006), quando o volume diário de biogás produzido se apresenta menor que 1% do volume total acumulado, por no mínimo três dias, assumindo-se como volumes finais de produção os obtidos até então. Desta forma, o tempo de detenção hidráulica foi de 25 dias para todas as triplicatas.

2.4 Cálculo do PBB e PBM

Para a determinação dos valores de PBB e PBM, o volume acumulado de biogás e metano da amostra é dividido pela quantidade de material orgânico adicionado ao reator. No entanto, no reator haverá também a produção de certo volume de biogás referente à matéria orgânica presente

no inóculo, portanto, este deve ser subtraído do total acumulado, proporcionalmente à quantia de sólidos voláteis adicionados ao reator de inóculo, para obter a verdadeira produção a partir do substrato (Bioprocess Control, 2011). Assim, o PBB e o PBM podem ser expressos de acordo com equação (1).

$$PBB \text{ ou } PBM = \left(V_s - V_b \times \left(\frac{mSV_{is}}{mSV_{ib}} \right) \right) / mSV_s \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

Vs: Volume acumulado (biogás ou metano) do substrato com inóculo;

Vb: Volume acumulado (biogás ou metano) do branco (inóculo);

mSV_{is}: massa de sólidos voláteis correspondentes ao inóculo na amostra;

mSV_{ib}: massa de sólidos voláteis correspondentes ao inóculo no branco;

mSV_s: massa de sólidos voláteis correspondentes ao substrato na amostra;

3. Resultados e discussão

3.1 Caracterização das amostras

Em relação aos substratos avaliados neste estudo os teores de sólidos totais e voláteis obtidos estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - *Sólido das amostras.*

Amostra	ST (%)	SV (%)
Inóculo	4,0	45,7
Celulose Microcristalina	94,4	99,8
Pó de Fumo	91,4	50,0
Talo de Fumo	85,0	81,3

Os sólidos voláteis representam a fração orgânica que pode ser transformada em biogás, sendo assim é desejável que seus valores sejam elevados (HASAN, 2016). É possível observar na Tabela 3 que o teor de sólidos voláteis na amostra de talo de fumo é maior do que no pó de fumo. Para Santos (2004), substratos com valores de 79% a 80% de sólidos voláteis, são considerados de alta biodegradabilidade, enquadrando o talo de fumo desta forma.

3.2 Desempenho na produção de biogás e metano

A média da produção diária dos reatores de pó de fumo pode ser observada na Figura 1, enquanto a produção dos reatores de talo de fumo encontra-se na Figura 2.

Figura 1 - Gráfico da Produção diária - Pó de fumo.

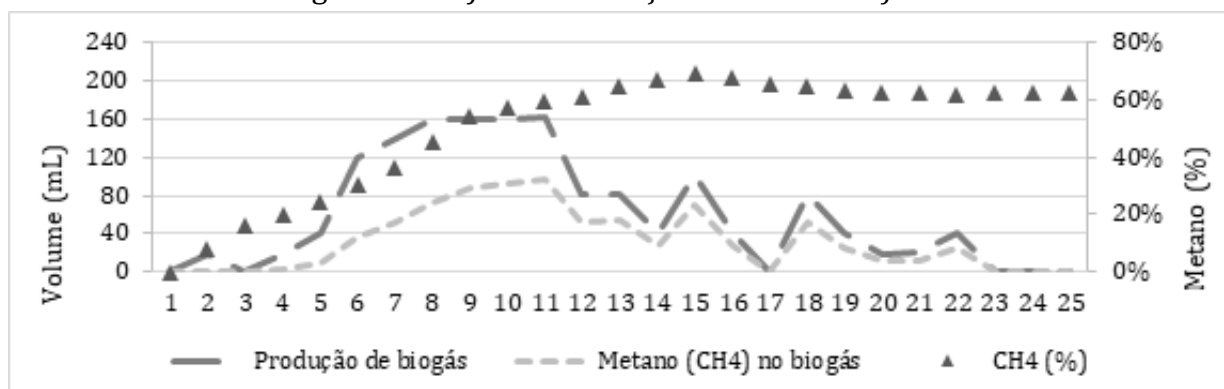
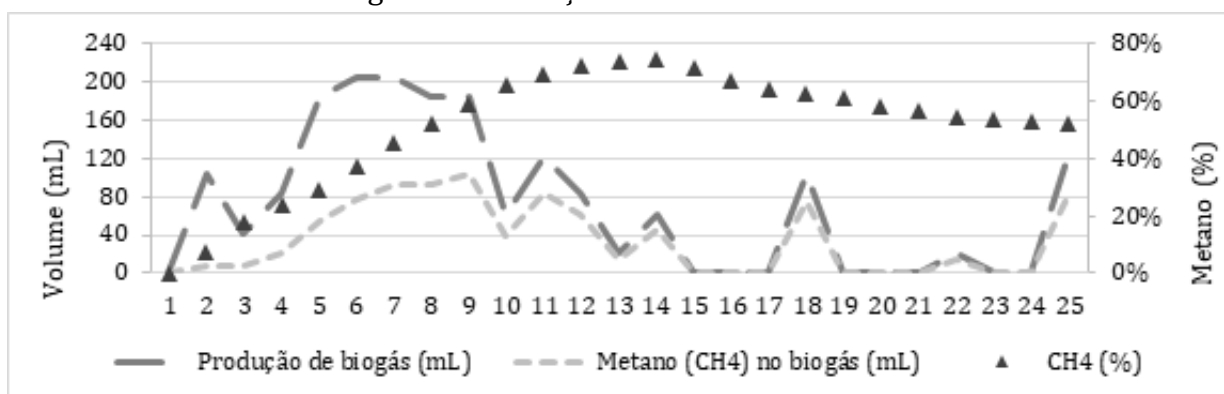


Figura 2 - Produção diária - Talo de fumo.



Através da VDI 4630 desconta-se o valor produzido pelas gramas de sólidos voláteis do inóculo, podendo-se observar assim a produção exclusivamente de cada amostra. Ainda de acordo com a VDI, é necessário que os reatores da triplicata padrão (celulose microcristalina) atinjam o valor mínimo de 600 mL/gSV de PBB, valor o qual foi obtido e desta forma valida o experimento, como é possível observar na Tabela 3. Caso este valor não tivesse sido atingido indicaria que houve uma inibição por parte do inóculo, tornando todos os valores do experimento inválidos.

Tabela 3 - Potenciais obtidos a partir das biomassas testadas.

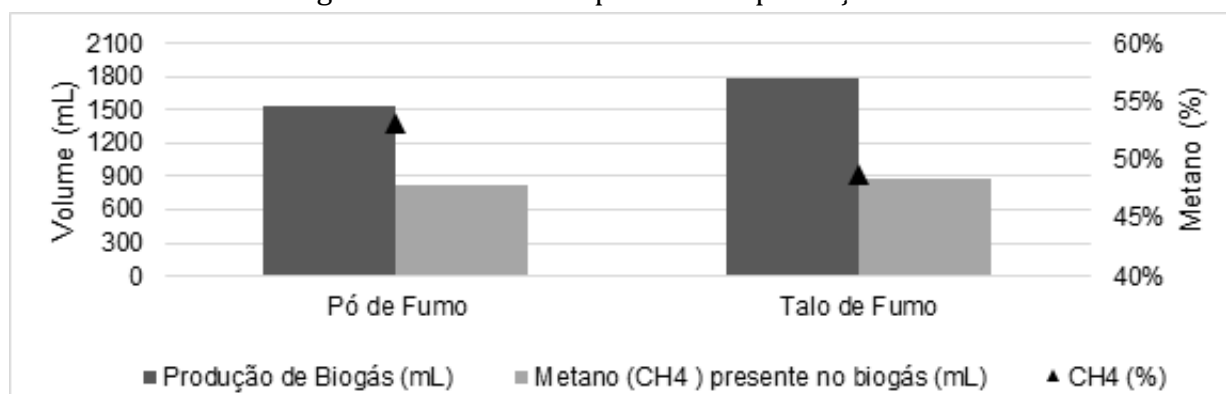
Amostra	PBB (mL/gSV)	PBM (mL/gSV)	Rendimento (m ³ Biogás.ton ⁻¹ Biomassa)	Rendimento (m ³ CH ₄ .ton ⁻¹ Biomassa)
Inóculo	-	-	-	-
Padrão	775,9	346,1	731,4	326,3
Pó de Fumo	333,7	177,4	152,5	81,1
Talo de Fumo	391,2	190,9	270,6	132,0

Os valores finais da produção de biogás pelo pó de fumo e talo de fumo foram satisfatórios, indicando um bom potencial para a geração através da utilização dos mesmos em reatores anaeróbios.

Liu *et al.* (2015) obtiveram em seus testes 134,88 m³ de metano/ton de biomassa analisando apenas o talo de fumo, valor muito semelhante ao encontrado no presente estudo. Já González-

González *et al.* (2013) realizaram testes com a planta inteira do fumo combinado com água de torneira e obtiveram 53,84 m³ de metano/ton de biomassa em um TDH de 16 dias, na proporção 15% de tabaco e 85% de água. Menores potenciais para ensaios com a planta inteira podem ser explicados pelo teor de nicotina nos talos ser bem menor do que nas folhas (LIU *et al.*, 2015). A Figura 3 demonstra os valores finais obtidos das triplicadas de pó de fumo e talo de fumo.

Figura 3 - Gráfico Comparativo da produção final.



4. Conclusão

A região do Vale do Rio Pardo e Taquari destaca-se na produção de fumo e tabaco, ocasionando desta forma grande volume de rejeitos na indústria fumageira. Considerando tal fator, a biodigestão do pó e do talo de fumo mostrou ser uma alternativa interessante como destinação para estes resíduos.

De acordo com os resultados obtidos por outros autores, a utilização do talo apenas, como realizado no presente trabalho, e não da planta inteira de fumo ocasiona em maior rendimento por tonelada de biomassa devido ao fato de que a nicotina, que se apresenta em maior quantidade nas folhas, inibe microrganismos necessários para a produção de biogás.

5. Referências

AFUBRA. (2017). **Fumicultura no Brasil**. Disponível em: <<http://www.afubra.com.br/fumicultura-brasil.html>>. Acesso em: 16/01/2017.

BUAINAIN, A. M.; SOUZA FILHO, H. M. **Organização e funcionamento do mercado de tabaco no Sul do Brasil**. Campinas, SP. Editora da Unicamp: 2009.

CONTROL, B. Ampts ii. **Network**, v. Version 3., p. 7–30, 2016.

GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, A. *et al.* **Potential application of anaerobic digestion to tobacco plant**. Fuel, v. 113, p. 415–419, 1 nov. 2013.

HASAN, Camila. **Análise da Sinergia de Resíduos Agroindustriais Submetidos à Biodigestão Anaeróbia Visando Geração de Biogás para Aproveitamento Energético**. 2016. Dissertação (Curso de Engenharia Ambiental) – Centro Universitário Univates.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

LAUSCHNER, M. H. **Potencial de reciclagem agrícola de resíduos de agroindústria fumageira.** 2005. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Faculdade de Agronomia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

LIU, Y.; DONG, J.; LIU, G.; YANG, H.; LIU, W.; WANG, L... WANG, S. **Co-digestion of tobacco waste with different agricultural biomass feedstocks and the inhibition of tobacco viruses by anaerobic digestion.** Bioresource Technology, v. 189, p. 210-216, 2015.

MENG, A.; ZHANG, Y. G.; ZHUO, J.; LI, Q.; QIN, L. **Investigation on pyrolysis and carbonization of Eupatorium adenophorum Spreng and tobacco stem.** Journal of the Energy Institute, v. 88, n. 4, p. 480-489, 2015.

ROEHRS, D. D. **Tratamento de resíduo de tabaco por compostagem e vermicompostagem.** 2012. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Faculdade de Agronomia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.

SANTOS, José Humberto Teixeira. **Avaliação de um sistema de aquecimento do substrato na biodigestão anaeróbia de dejetos suínos.** 2004. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B. da; KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. **Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays.** Bioresource Technology, v. 219, p. 21-28, 2016.

YANG, B.; LI, Y.; ZHANG, W.; TIAN, G.; YANG, H.; LI, Q. **Experiment exploration on anaerobic digestion of waste tobacco leaves.** J. Yunnan Norm. Univ., v. 32, p. 28-32, 2012.

YE, X.; LIU, H.; Meng, Q.; CHEN, S.; HU, Z.; SUN, S.; MA, J.; YU, X. **Comparison of chemical composition in stalks of different tobaccos.** Tob. Sci. Technol., p. 76-79, 2013.

DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA FOTOVOLTAICO PARA AS ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E EFLUENTES DE LAGES/SC

**Renata Bulling Magro¹, Mariana Gomes Oliveira², Isabella Alessandra Branco³,
Aline Schroeder⁴, Camila Luzia Rufino⁵**

^{1,2} Mestrandas em Ciências Ambientais – Universidade do Estado de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. e-mail: renatamagro4@gmail.com

³ Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade do Estado de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária

^{4,5} Graduadas em Engenharia Ambiental e Sanitária - Universidade do Estado de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária

1. Introdução

A poluição e os impactos causados pela produção e utilização de fontes convencionais de energia vêm mostrando um aumento na utilização de energias alternativas, das quais na maioria dos casos, a solar se mostra a mais promissora e consolidada. Entre 2010 e 2016, a taxa global de crescimento de instalações fotovoltaicas foi de 40%, e neste mercado em expansão, os módulos fotovoltaicos de silício responderam por 94% das instalações (FRAUNHOFER ISE, 2016).

A geração distribuída de energia por intermédio dos sistemas fotovoltaicos integrados às residências ou edificações apresenta alguns benefícios. Um exemplo é o fato de serem aliviadas as demandas energéticas de cargas com perfil de pico diurno, como em sistemas de refrigeração em edificações. Do ponto de vista de eficiência energética, deve-se considerar que são reduzidas as perdas por transmissão e distribuição, uma vez que o consumo de energia acontece no próprio ponto da geração.

Dentre os vários locais em que podem ser utilizados esse sistema, estão as estações de tratamento de água (ETA) e efluentes (ETE), que visa tanto a redução de impacto ambiental quanto a redução do alto custo operacional destas atividades. O consumo de energia de uma ETA, embora variável de acordo com o porte de cada uma, tende a ser elevado devido a questões de bombeamento de água bruta, tratada ou esgoto e a floculação hidráulica (técnica aplicada em alguns tratamentos), o que eleva muito o custo operacional.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo realizar o dimensionamento de um sistema solar fotovoltaico do tipo Grid-Tie para a estação de tratamento de água e esgoto da SEMASA localizada no município de Lages/Santa Catarina, avaliando a economia mensal gerada caso o sistema fosse instado.

2. Materiais e métodos

Demanda de energia

Para o cálculo de demanda de energia partiu-se do valor gasto com energia elétrica no ano de 2016, o qual foi de R\$ 4.808.871,74. Desta forma, considerou-se que este valor foi proveniente apenas de consumo de energia, ou seja, foram desconsiderados impostos, assim como variação horária na

tarifa de consumo ou influência de bandeira. Utilizou-se a tarifa da companhia elétrica Celesc de R\$ 0,4424165/kWh. Logo, foi obtida uma demanda mensal média de energia de 905.796,66 kWh/mês.

Determinação das áreas de instalação dos módulos

A estação de tratamento de água e de efluentes de Lages/SC possuem área total de 18.711,97m² e 15.909,25m², respectivamente. Verificou-se a orientação e posição das edificações para escolha dos locais mais adequados para instalação do sistema.

Dimensionamento dos módulos fotovoltaicos

O módulo fotovoltaico escolhido para ser utilizado neste estudo foi o modelo RSM60-6-275P da Risen Solar. Cada módulo é composto por 60 células, ocupando uma área de 1,64 m². De acordo com as especificações elétricas, esse módulo possui as seguintes características: Máxima potência = 275 W; Tensão de máxima potência = 31,5 V; Tensão de circuito aberto = 35,6 V; Corrente de máxima potência = 7,51 A.

Com a utilização do programa Google Earth obteve-se a latitude e a longitude aproximada das estações de tratamento. Inserindo as coordenadas no sistema de dados Cresesb (Centro de Referência para Energias Solar e Eólica Sérgio S. de Brito) pode-se obter o valor de radiação solar diária, equivalente ao tempo de exposição solar (h/d). No caso de um sistema Grid-tie, utilizou-se o valor da maior média anual, sendo igual a 4,44 kWh/m²d para o local do estudo de caso proposto.

A partir da Equação 01, obteve-se potência (Pt), relacionando a energia de geração (Eg), o tempo de exposição (Te) e as perdas de energia (n), de modo a satisfazer as necessidades de consumo diário de energia.

A capacidade que o gerador FV tem em alimentar as diversas cargas, está sujeito algumas perdas inerentes ao sistema, dessa maneira o rendimento pode ser considerado como 80% (CARNEIRO, 2009).

$$P_t = \frac{E_g}{(T_e \cdot n)} \quad (01)$$

Obteve-se através da relação entre o potência total e a potência de cada módulo (Pm), o número de módulos (Nm) necessários para suprir toda a demanda (Equação 02).

$$N_m = \frac{P_t}{P_m} \quad (02)$$

Para a quantificação da área disponível para a instalação dos módulos calculou-se o somatório da razão entre a área disponível de edificação (Ad) e a área de cada módulo fotovoltaico (Am) (Equação 3).

$$N_m = \sum \frac{A_{d_i}}{A_m} \quad (03)$$

Considerando as perdas na geração de energia devido à interferência da radiação com a atmosfera e em relação a posição solar, cada módulo FV poderia gerar aproximadamente 41 kWh/

mês (Em) para a região de Lages/SC. A partir da Equação 04, obteve-se a energia total (Et) gerada pelos módulos.

$$Et = Em \times Nm \quad (04)$$

Inversor Grid-tie

A escolha do inversor é realizada de acordo com as especificações do sistema ao qual está conectado. A potência máxima do inversor deve ser igual ou superior à potência da demanda. O dimensionamento do inversor depende da geração do sistema fotovoltaico, ele é diretamente proporcional a potência nominal do sistema, portanto, os inversores foram definidos após a determinação das potências demandadas nas estações de tratamento.

Viabilidade Econômica

A viabilidade econômica da implantação do sistema foi calculada por se tratar de uma importante ferramenta utilizada na tomada de decisões. O retorno do investimento foi calculado pelo método do *payback* simples.

3. Resultados e discussão

Determinação das áreas de instalação dos módulos

Com base na posição e orientação das edificações, foram selecionados os prédios para a instalação dos módulos fotovoltaicos e duas áreas verdes que também poderiam ser utilizadas para este fim, as quais estão demonstrados na Figura 1. As áreas de cada edificação disponíveis para a instalação dos módulos FV estão demonstradas na Tabela 1.



Figura 1 – Locais de instalação dos módulos FV, delimitados em vermelho.

a) ETA; b) ETE

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Pode-se observar que algumas edificações não foram consideradas para o dimensionamento dos módulos FV, isto se deve ao fato da orientação das mesmas não ser o sentido norte-sul, mas sim leste-oeste, o que faria com que os módulos perdessem eficiência. Desta forma, optou-se por não considerar estas edificações.

Tabela 1 – Descrição das edificações e suas áreas disponíveis para instalação dos módulos FV

Item	Identificação	Área (m ²)
Área 1	ETA	396
Área 2	ETA	132
Área 3	ETA	79,6
Área 4	ETA	203
Área 5	ETA	225
Área 6	ETE	51,55
Área 7	ETE	34,7
Área 8	ETE	48,3
Área 9	ETE	1117
Área 10	ETA	1051,54
Total		3338,69

Fonte: Os autores, 2018.

Dimensionamento dos módulos fotovoltaicos

A partir da Equação 01 obteve-se uma potência de 8.500,34kW, necessária para satisfazer a demanda de energia elétrica. Conforme a Equação 02, seriam necessários 30.911 módulos, para suprir a potência total consumida diariamente pelas atividades da ETE e ETA. Contudo, a área disponível para a instalação dos módulos fotovoltaicos é de 3338,69 m². Logo, a Equação 03, resultou em 2.039 módulos, os quais poderiam ser instalados na área disponível das edificações consideradas apropriadas. A Tabela 2 mostra o número de módulos em cada uma das áreas determinadas anteriormente.

Tabela 2 – Número de módulos instalados em cada área

Identificação	Nº módulos
A1	241
A2	80
A3	49
A4	124
A5	138
A6	32
A7	22
A8	30
A9	681

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Identificação	Nº módulos
A10	641
Total	2039

Fonte: Os autores, 2018.

Desta forma, a Equação 04 demonstrou uma geração total de energia equivalente 83.599kWh/mês com a instalação dos módulos. Esta energia pode ser considerada como a energia que será economizada, visto que não será necessário obter da rede elétrica. Com a tarifa da companhia elétrica fixada em R\$ 0,4424165/KWh, o valor economizado por mês com a instalação do sistema seria de R\$ 36.989,77.

Inversor Grid-tie

Com base nas potências demandadas pelos módulos, definiu-se para a estação de tratamento de água um único inversor com potência de 350kW, que satisfaz a potência demandada total pelos módulos fotovoltaicos. Já para a estação de tratamento de esgoto determinou-se um inversor de 200kW, que da mesma forma satisfaz a potência total demandada. As especificações dos inversores estão demonstradas na Tabela 3.

Tabela 3 – Descrição dos inversores

Identificação	Modelo	Valor (R\$)
ETA	RNA350KL-M	144.323,30
ETE	RNA200KL-M	91.477,61

Fonte: Os autores, 2018.

Viabilidade Econômica

Os custos relacionados à implantação do sistema de geração de energia elétrica por meio de módulos fotovoltaicos estão representados na Tabela 4.

Tabela 4 – Relação de custos da implantação de módulos FV.

Item	Quantidade	Valor unitário (R\$)	Valor total (R\$)
Módulos FV	2039	579,00	1.180.715,15
Inversor ETE	1	91.477,61	91.477,61
Inversor ETA	1	144.323,20	144.323,20
Total (R\$)			1.416.515,96

Fonte: Os autores, 2018.

Considerando um investimento inicial para a instalação do sistema fotovoltaico de R\$1.416.515,969, e sendo o gasto mensal das unidades igual a R\$ 400.739,31, seria possível obter um lucro líquido de R\$ 36.989,77, o que representa uma economia de 9,23% em relação ao gasto mensal. A economia anual em energia elétrica seria de R\$ 443.877,24. Com base na Equação 05, obteve-se um tempo de retorno do investimento igual a 38,3 meses, equivalente a 3 anos e 3 meses, considerado um *payback* reduzido, considerando o alto valor do investimento.

4. Conclusão

A implantação dos módulos fotovoltaicos com o intuito de produzir energia elétrica para a demanda das estações de tratamento de água e efluentes da SEMASA do município de Lages (SC), pode ser considerada viável por ter apresentado um *payback* reduzido no cenário real (3 anos e 3 meses) de implantação. O valor economizado anualmente pode ser utilizado para outros fins, como o aumento da rede coletora de esgoto.

A instalação de módulos FV próximos ao solo tem a desvantagem de restringir a necessidade de futuras expansões das estações de tratamento, provenientes do aumento da população do município.

5. Referências

CARNEIRO, J. **Dimensionamento de Sistemas Fotovoltaicos**. 2009. 37f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Têxtil, Departamento de Física, Universidade do Minho, Portugal, 2009.

CRESESB. Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio de Salvo Brito. **Coletânea de Artigos: Solar e Eólica**. Volume 2. CRESESB/CEPEL. Rio de Janeiro, 2003.

FRAUNHOFER INSTITUTE FOR SOLAR ENERGY SYSTEMS. **Photovoltaics report**. Freiburg, 2008.

ABORDAGENS DE FONTES/COLHEITAS DE ENERGIAS RENOVÁVEIS EM MICRO/MACRO ESCALA NO CAMPUS UNIVERSITÁRIO DA REGIÃO SUL

Jorge Luis Palacios Felix¹, Alessandro Nascimento², Thais Prates³, Francesco Jurinic⁴

¹ *Doutor em Engenharia Mecânica pela UNICAMP. Professor efetivo do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Cerro Largo, RS. Contato: jorge.felix@uffs.edu.br*

^{2,3} *Graduando(a) do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Cerro Largo, RS. alessandrocvn@hotmail.com thaispratees@gmail.com*

⁴ *Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), campus Cerro Largo, RS. francesco.jurinic@uffs.edu.br*

1. Introdução

Vários estudos vêm sendo desenvolvidos na atualidade na área de geração de energias renováveis provindas do meio ambiente (solar, térmica, eólica, cinética, vibrações, eletromagnética, entre outras). Em macro escala, sem desmerecer as outras, destacam-se a energia eólica baseada no aproveitamento do fluxo do vento através de aerogeradores e a energia solar baseada no aproveitamento da luz e calor do sol através das células fotovoltaicas (FAPESP, 2010).

Este trabalho tem por objetivo apresentar os avanços de pesquisas realizadas na graduação e pós-graduação de uma universidade federal da região do sul. Entre eles, o desenvolvido, por um bolsista de FAPERGS, do protótipo de árvore artificial cujas folhas seriam os piezoelétricos que oscilam devido ao fluxo do vento e estuda-se em laboratório o comportamento dinâmico de um piezoelétrico polimérico baseando-se no conceito de *energy harvesting* (FELIX et al, 2018; LI et al., 2009). No mestrado, o projeto tem o apoio financeiro da CAPES para a aquisição de dois painéis fotovoltaicos.

O desenvolvimento experimental consiste em otimizar o desempenho na saída de potência das placas fotovoltaicas em vários ensaios de controle da variação de inclinação (AJAO, 2013; ASOWATA et al, 2012) e o resfriamento a água sobre a superfície de uma placa fotovoltaica (KRAUTER, 2004; ODEH & BEHNIA, 2009; ROCHA et al, 2018). Outro projeto que envolve painel fotovoltaico orientável, com bolsista FAPERGS, sobre o teto de um carro solar para duas pessoas no campus universitário.

O estudo foi desenvolvido em microescala, onde foi considerado a conexão direta entre o painel e o micromotor de um carrinho sem bateria. Na literatura, um carro solar consiste de células ou painéis fotovoltaicos fixos ou colados na superfície ou teto (TAHA, 2009; RAHMAN et al, 2016).

2. Materiais e métodos

A análise experimental foi conduzida em três atividades supervisionadas no Laboratório de eletromagnetismo da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus Cerro Largo – RS*. A primeira, a obtenção de dados da dinâmica do material piezoelétrico polimérico sujeita a diferentes velocidades do vento, a segunda, a obtenção de dados do desempenho da saída de potência da estrutura de dois painéis fotovoltaicos em relação a influência da inclinação de ângulo e o resfriamento a água sobre a

superfície do painel fotovoltaico e terceiro, a obtenção de dados da velocidade rotacional do eixo do micromotor com conexão direta com o painel fotovoltaico de 5 volts.

3. Resultados e discussão

A seguir a primeira proposta de projeto de pesquisa. A Figura 1 (a)-(c) mostra o modelo físico do sistema em microescala da colheita de energia com material polimérico piezoelétrico em diferentes configurações.

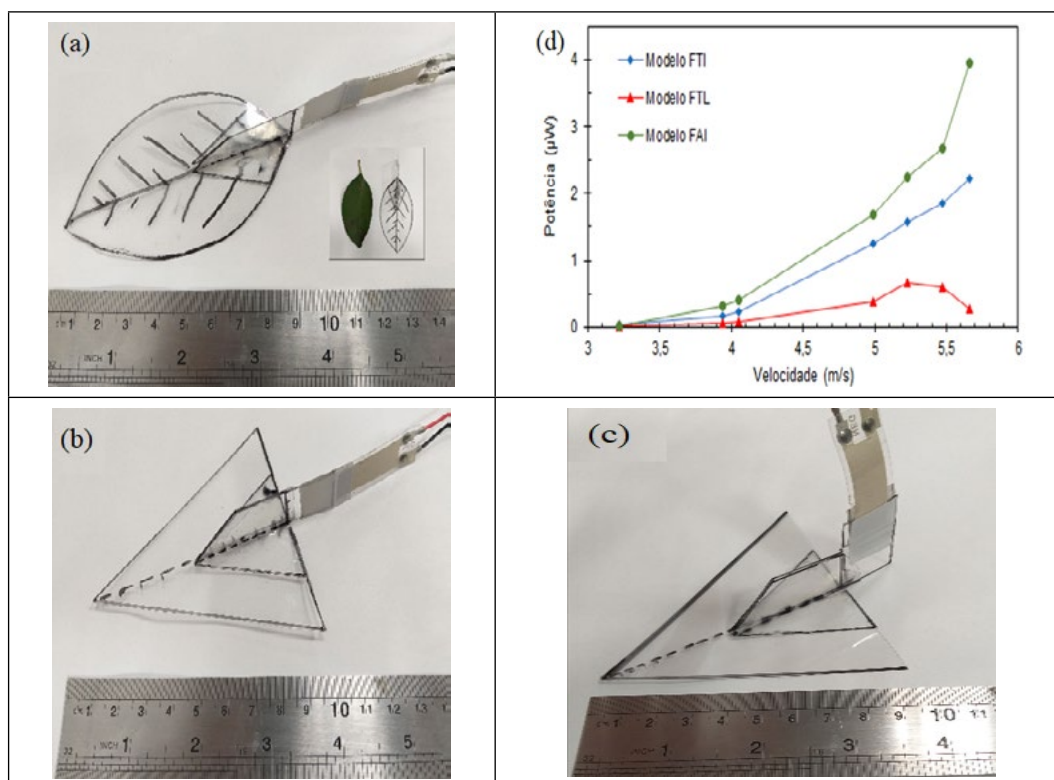


Figura 1. Modelo de colheita de energia piezoelétrico com configurações (a) FAI, (b) FTI, (c) FTL, (d) potências médias de saída em função da variação da velocidade do vento (Fonte: Os Autores)

Estas configurações consistem de extensões laminadas de acetato flexível transparente com 0,25 mm de espessura ao extremo livre de um piezoelétrico polimérico de tipo LDT1-028K. Como fonte de vento foi utilizado um simulador de ventilador eletrodoméstico de 40 cm de diâmetro, seis hélices e com ajuste operacional de várias velocidades entre 3 e 6 m/s . A Figura 1(a) corresponde a configuração de Folha Artificial em I (FAI), Figura 1(b) corresponde a configuração de Folha Triangular em I (FTI) e Figura 1(c) corresponde a configuração de Folha Triangular em L (FTL).

A tensão eficaz (V_{RMS}) de CA foi mensurada instantaneamente com as pontas de prova do osciloscópio conectado ao resistor (R) de 5,6 $\text{M}\Omega$. A determinação da potência média de saída foi calculada segundo a equação (FELIX et al, 2018; LI et al., 2009):

$$P = \frac{V_{\text{RMS}}^2}{R} \quad (1)$$

A Figura 1(d) mostra os resultados experimentais do desempenho da potência (μW) obtida pela equação (1) para cada configuração. A configuração (FAI) teve o melhor desempenho com valores crescente de 2 a 4 microwatts no intervalo de velocidade de vento entre 5 m/s.e 6 m/s. Neste caso o piezoelétrico teve maiores amplitudes de oscilações.

A seguir, a segunda proposta de um projeto do mestrado em meio ambiente e tecnologias sustentáveis. Consiste em gerar energia elétrica usando dois painéis fotovoltaicos instalados ao lado externo do laboratório de eletromagnetismo da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo – RS como mostra a Figura 2(a).

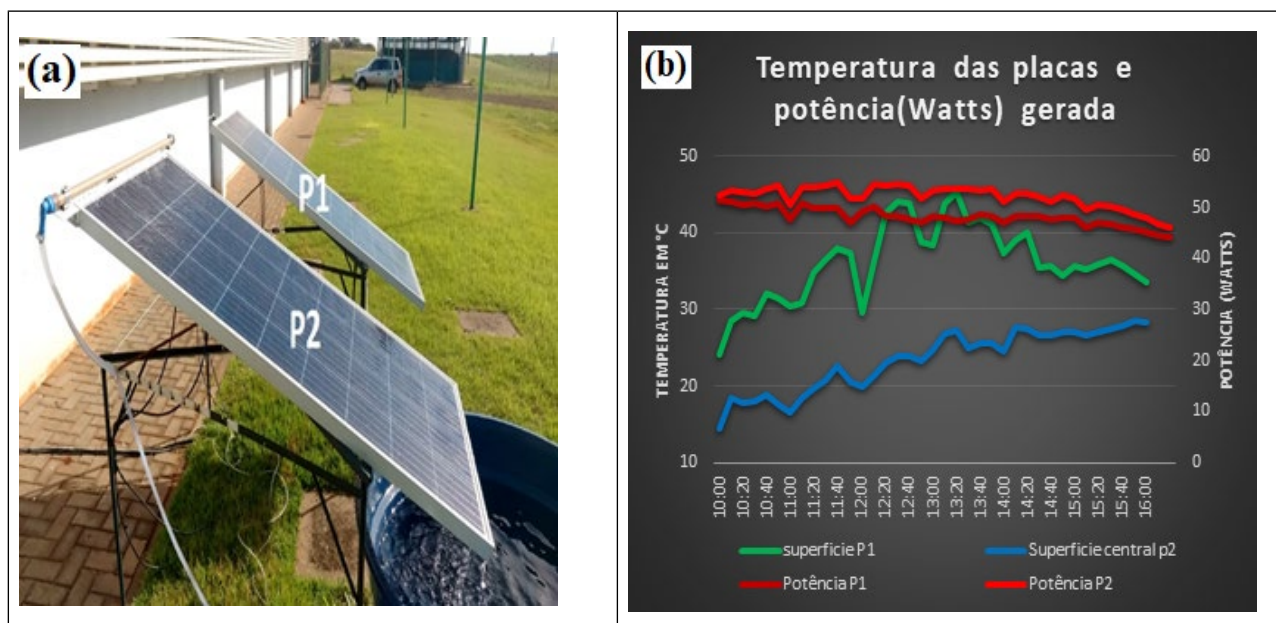


Figura 2: (a) Bancada experimental com P1 sem resfriamento e P2 com resfriamento a água, (b) Curvas simultâneas de saídas de potências (W) e variação de temperaturas na superfície de cada placa. (Fonte: Os Autores)

Duas atividades foram realizadas: primeiro a influência da inclinação dos painéis e segundo a influência do resfriamento a água de uma placa. Neste trabalho mostra-se na Figura 2(b) os resultados experimentais da comparação de uma placa fotovoltaica P2 com esfriamento a base de água e a outra placa P1 sem considerar o resfriamento. Pode-se observar que as crescentes temperaturas entre as 13 e 14 horas a placa P1 tem baixo desempenho na potência, enquanto a placa P2 tem melhor desempenho na potência.

A seguir a terceira proposta de projeto de pesquisa. A Figura 3 mostra o modelo de um carro solar em pequena escala com um suporte orientável para o painel fotovoltaico de 5V e 500 mA. O carro tem um micromotor de corrente contínua com tração a uma roda. Os ensaios experimentais forma realizadas no laboratório de Eletromagnetismo da UFFS. Na área externa do laboratório foram realizados o movimento do carrinho em linha reta a uma certa distância definida com diferentes ângulos de inclinação do painel. Em lugar de medir a velocidade do carrinho em movimento, foi necessário medir o desempenho da velocidade rotacional do motor (rpm) para três diferentes ângulos de inclinação do painel fotovoltaico sendo estas: 44°, ângulo ideal para o mês conforme Radasol 2, 22° ângulo, sugerido pelo CRESESB e 0° ângulo usual utilizado nos veículos já existentes.

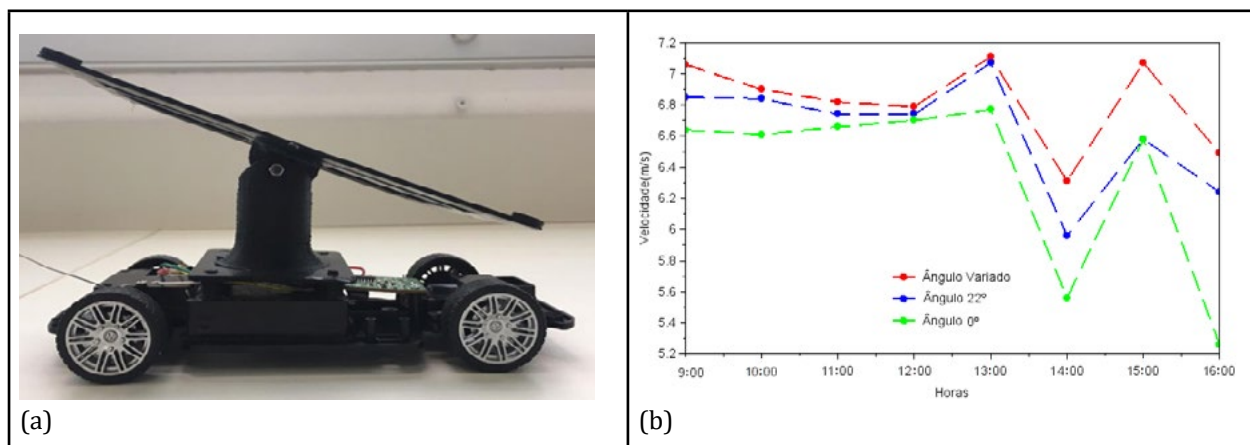


Figura 3. Modelo de um carro solar com painel fotovoltaico orientável em pequena escala: (a) parte física, (b) velocidade rotacional do micromotor (Fonte: Os Autores).

As leituras foram realizadas a campo ao longo de um dia. A rotação do motor (rpm) foi medida com o uso de um tacômetro digital a laser (Digital Tachometer DT-2234C+) entre as 9 horas da manhã e 16 horas da tarde, com intervalo de 1 hora entre cada medição. Todas as angulações foram analisadas simultaneamente sob as mesmas condições de radiação e temperatura.

4. Conclusão

O presente trabalho apresentou três propostas de projeto de pesquisa, que estão sendo desenvolvidos na Universidade Federal da Fronteira Sul-UFFS, campus Cerro Largo, como uma alternativa de energia renovável, em micro e macro escala. Em um dos projetos considera-se o vento como fonte para a geração de energia elétrica em pequena escala, no qual pretende-se construir uma árvore artificial de folhas piezoelétricos poliméricos para estudo. No outro projeto considerou-se a fonte de radiação solar para geração de energia elétrica, onde estão sendo utilizados dois painéis fotovoltaicas em macro escala, cujo objetivo será avaliar o desempenho energético das placas fotovoltaicas, levando-se em consideração a otimização de ângulos de inclinação e o resfriamento sobre a superfície de uma placa fotovoltaica. E ainda, em pequena escala, estuda-se o movimento de um carrinho solar com um painel fotovoltaico orientável de 5 volts, no qual analisou-se a velocidade rotacional do eixo do micromotor com diferentes orientações angulares do painel fotovoltaico.

5. Referências

FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO-FAPESP. Um futuro com energia sustentável: iluminando o caminho; tradução de Maria Cristina Vidal Borba e Neide Ferreira Gaspar. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2010. Disponível em: < <http://www.fapesp.br/publicacoes/>>. Acesso em 17 jan. 2018.

FELIX, J. L. P.; GARCIA, J. R. A.; DAMKE, L. **Método de Coleta de Energia com Polímeros Piezoelétricos.** 6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente, Bento Gonçalves – RS, Brasil, 2018. Disponível em: < https://siambiental.ucs.br/congresso/getArtigo.php?id=465&ano=_sexto >. Acesso em 17 jan. 2018.

LI, S.; LIPSON, H. **Vertical-stalk flapping-leaf generator for wind energy harvesting**. Conference on Smart Materials, Adaptive Structures and Intelligent Systems (SMASIS), American Society of Mechanical Engineers, p. 1-9, 2009.

AJAO, K.R.; AMBALI, R.M.; MAHMOUD, M.O. Determination of the Optimal Tilt Angle for Solar Photovoltaic Panel in Ilorin, Nigeria. **Journal of Engineering Science and Technology Review** 6 (1), p. 87 – 90, 2013.

ASOWATA, O.; SWART, J.; PIENAAR, C. Optimum Tilt Angles for Photovoltaic Panels during Winter Months in the Vaal Triangle, South Africa. **Smart Grid and Renewable Energy**, 3, 119-125, 2012.

KRAUTER, S. Increased electrical yield via water flow over the front of photovoltaic panels. **Solar Energy Materials and Solar Cells**, 82(1-2), 131-137, 2004.

ODEH, S.; BEHNIA, M. Improving Photovoltaic Module Efficiency Using Water Cooling. **Heat Transfer Engineering**, 30(6):499-505, 2009.

ROCHA, N. M. M. da; BRIGHENTI L. L.; PASSOS, J. C.; MARTINS, D. C. MPPT Algorithm Based on PV Cell Temperature, using open circuit voltage measurement, combined with PV cell cooling. **Eletrôn. Potência**, Joinville, v. 23, n. 4, p. 477-486, 2018.

TAHA, Z.; SAH, J.M.D.; PASSARELLA, R.; GHAZILLA, R.A.R. **A Solar Vehicle Based on Sustainable Design Concept**. Proceedings of the IASTED International Conference Solar Energy (SOE 2009), Thailand, 2009.

RAHMAN, Z.; SAJIB, N.; RAHMAN, L. Experimental Study on Solar Powered Hybrid Vehicle. **International Journal of Scientific Engineering and Applied Science (IJSEAS)** – Vol. 2, Issue-12, 2016.

CARRO SOLAR COM PAINEL FOTOVOLTAICO ORIENTÁVEL

Thaís Cordeiro Prates¹, Jorge Luis Palacios Felix²

¹ Graduanda do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Cerro Largo. Contato: thaispratees@hotmail.com

² Professor Doutor do programa de pós-graduação em ambiente e tecnologias sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo. Contato: jorge.felix@uffs.edu.br

1. Introdução

Os meios de transporte tenham um papel fundamental na sociedade visto que esses se destinam dentre outras coisas às pessoas, animais, mercadorias e alimentos, constituindo-se como uma peça fundamental para o desenvolvimento do país. No Brasil a maior parte da frota de veículos possuem motores a combustão e são alimentados por combustíveis fósseis, que além de não serem renováveis, durante sua queima liberam para a atmosfera grandes quantidades de dióxido de enxofre, dióxido de carbono e diversos outros contaminantes que originam riscos à saúde humana e ao meio ambiente (GUARIEIRO et al., 2011).

De acordo com o DECHERF (2011), o estado do Rio Grande do Sul consumiu em 2005, 9 milhões de TEP (tonelada equivalente petróleo, ou seja 11.600 kWh), onde cerca de 40% deste, foi destinado apenas ao setor de transportes. Considerando a elevada demanda de combustíveis deste setor observa-se a necessidade da integração de sistemas baseados em energias limpas, que possam ser utilizados na alimentação dos meios de transporte, os chamados “transportes verdes”, que podem se tornar realidade através do uso de combustíveis renováveis, biocombustíveis, veículos a gás natural ou veículos elétricos (CHOWDHURY, 2019).

Os veículos elétricos podem ser alimentados por qualquer fonte energética, e quando associados às energias renováveis podem se enquadrar como uma das alternativas mais viáveis para solucionar a problemática causada pelas emissões atmosféricas. Deste modo, o interesse em estudar fontes de energia alternativas aos combustíveis fósseis torna-se mais pertinente. Assim a proposta desse trabalho é utilizar painel solar fotovoltaico (PV) como fonte alimentadora de um modelo de veículo elétrico devido da energia solar possuir o maior potencial de aproveitamento energético frente às demais fontes de energias renováveis (ABBOTT, 2010).

Diante disto, o objetivo deste estudo é determinar os ângulos ideais de geração respectivos a cada estação do ano para a região em estudo e quantificar a otimização atingida com o uso destes em modelo de veículo elétrico. O modelo será alimentado apenas pelo sistema fotovoltaico e sua disposição sobre o veículo será realizada por meio de um suporte móvel, a fim de possibilitar a variação angular e azimutal do painel visando permitir as mudanças angulares necessárias para otimização.

2. Materiais e métodos

O modelo analisado como mostra a Figura 1, em pequena escala, é composto de um carrinho com micromotor de corrente contínua (DC) com tensão e corrente de operação que se ajustam a

energia gerada pelo painel Fotovoltaico Orientável (FVO) de 5V e 500mA. O FVO pode ser fixado sobre um suporte articulado com base móvel, visando possibilitar a variação azimutal e angular do painel. Este suporte foi projetado em software tipo CAD (computer aided design) e impresso em plástico ABS via impressora 3D.

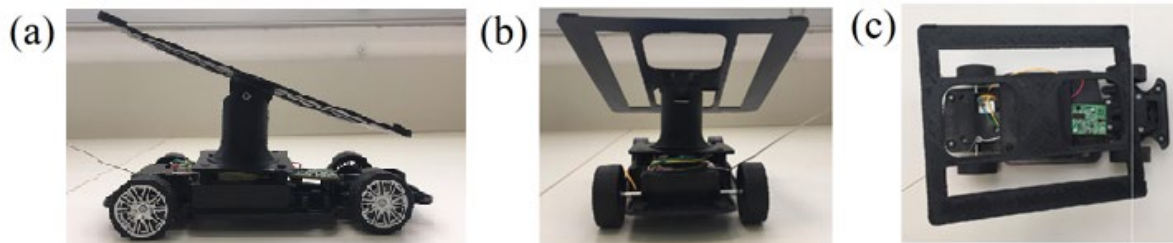


Figura 1. Modelo final, (a) Vista lateral ,(b) vista frontal, (c) vista superior
(Elaborado pelos autores, 2019)

Para a determinação dos ângulos ideais para a orientação do painel na região de estudo utilizou-se o software Radiasol 2, desenvolvido pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Este permite obter as características de radiação para determinadas regiões do Brasil, sendo baseado em modelos matemáticos (LABSOL - UFRGS, 2016). Além deste, no estudo ainda avaliou-se o ângulo de instalação recomendado pelo Centro de Referência para Energia Solar e Eólica Sérgio Silva Brito (CRESESB), que oferece algumas ferramentas de apoio para o dimensionamento de sistemas fotovoltaicos, baseado em imagens de satélite onde foi possível consultar o ângulo com a maior média diária anual de irradiação solar para o município de Cerro Largo, Rio Grande do Sul (latitude $-28^{\circ}9'2''$ e longitude $54^{\circ}44'19''$), sendo este 22° .

Utilizando dados do Radiasol 2 construiu-se a curva da irradiação solar no plano inclinado para os ângulos ideais respectivo a cada período e verificou-se o ganho energético teórico obtido com a utilização destes frente ao ângulo de 22° , indicado pela CRESESB e o ângulo de 0° , geralmente utilizado nos veículos elétricos que já fazem uso desta energia como parte de seu suprimento. Para o comparativo em termos de eficiência energética avaliou-se o desempenho do motor (rpm) para estes mesmos ângulos de instalação.

Este experimento consistiu na medição das rotações por minuto (rpm) do motor e as leituras foram realizadas a campo ao longo de um dia. A rotação do motor (rpm) foi medida com o uso de um tacômetro digital a laser (Digital Tachometer DT-2234C+) entre as 9 horas da manhã e 16 horas da tarde, com intervalo de 1 hora entre cada medição. Com estes valores determinou-se a velocidade alcançada pelo modelo em m/s. Todas as angulações foram analisadas simultaneamente sob as mesmas condições de radiação e temperatura.

3. Resultados e discussão

A análise experimental do modelo foi realizada em condições de alta e baixa luminosidade. Neste experimento verificou-se que considerando o atrito, o motor só consegue ser acionado mediante condições de irradiâncias superiores a 300 W/m^2 . A movimentação do veículo só se fez possível em trechos em que a radiação solar incidia diretamente na placa, em trechos de sombra, o carrinho permaneceu estagnado. Entretanto, isto pode ser solucionado com a implantação de uma

bateria no veículo, visto que esta armazenaria energia a energia não utilizado diante de trechos luminosos para ser utilizada posteriormente em trechos sem incidência direta de luz solar.

Os ângulos que apresentaram maior média de irradiação solar sobre a superfície inclinada para o município de Cerro Largo, durante os meses respectivos de cada estação do ano foram considerados como os ângulos ideais de geração, e estes estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Inclinação ideal do Painel Fotovoltaico para Cerro Largo/RS

Estação	Período	Ângulo (β)
Verão	21 de dezembro a 20 de março	16°
Outono	20 de março a 21 de junho	44°
Inverno	21 de junho a 23 de setembro	41°
Primavera	23 de setembro a 21 de dezembro	12°

Fonte: Elaborado pelos Autores.

A Figura 2 mostra a comparação do ganho energético teórico atingido com o uso dos ângulos ideais pode se observar uma otimização significativa frente ao uso do ângulo de 0° e 22°.

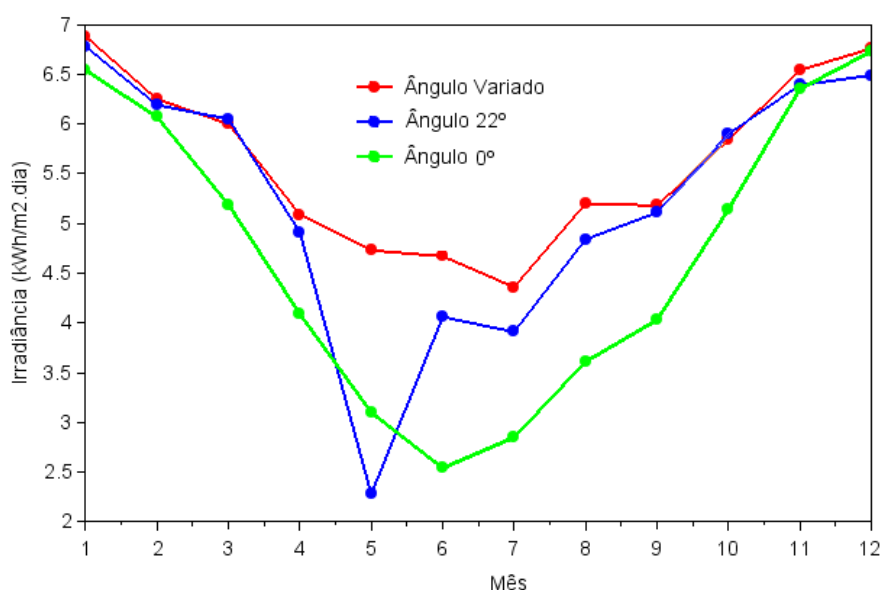


Figura 2 - Ganho energético com uso do ângulo fixo e ângulo variado (Elaborado pelos autores).

Os meses de outono são considerados o pior período do ano para geração fotovoltaica e com o uso do ângulo de 44° frente ao de 22°, foi possível observar que a conversão de energia é favorecida por esta inclinação tida como ideal. Neste período observa-se um ganho energético de 4% no mês de abril, 53% no mês de maio e 13% para o mês de junho. No inverno, o uso do ângulo de 41° frente ao ângulo de 22° mostra ganhos em até 10%, enquanto na primavera, o ângulo de 12° demonstrou um ganho de até 4%, já para os meses de verão, não teve os ganhos energéticos significativos. Considerando o período de um ano a inclinação variável pode otimizar em até 7,3% a geração de energia quando comparada ao uso do ângulo fixo de 22° e até 20% frente ao ângulo de 0°.

A Figura 3 mostra a eficiência do uso do ângulo variado foi verificada com base na velocidade do modelo para as três angulações distintas. Neste experimento foi possível observar que o ângulo de 44° (ideal para o período do estudo) conferiu ao modelo maiores velocidades frente aos demais ângulos. Ressalta-se que os picos de velocidades observados neste experimento estão relacionados à presença de nuvens nos momentos das medições, o que gerou uma variação da irradiância solar ao longo do dia. No período inicial das medições, entre 9 e 12 horas observa-se uma constância nas velocidades que pode ser explicado segundo TEO et al. (2012), que relata que as células fotovoltaicas, quando aquecidas, perdem parte de seu poder de conversão energética, ou seja, perdem eficiência. Desta forma, essa constância das velocidades se deve ao fato de que o PV não estar aquecido no início das medições.

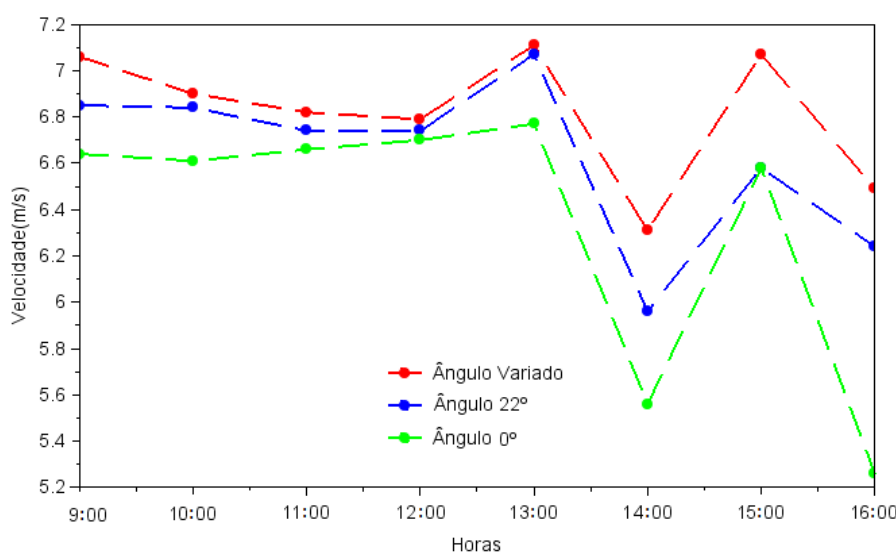


Figura 3. Perfil de velocidades do eixo do micromotor ao longo do dia para diferentes ângulos do FVO (Elaborado pelos autores, 2019).

4. Conclusão

Através do software Radiasol 2 foi possível verificar que posicionar o painel perpendicular à incidência dos raios solares, aumenta consideravelmente o processo de conversão de energia. Frente ao comparativo do ganho energético teórico entre os ângulos de 0°, 22° e o ângulo de 44°, tido como ideal para o período estudado (segundo o software Radiasol 2) verificou-se ganhos expressivos nos meses de abril, maio e junho, com valores até 53% superiores para o ângulo de 44° frente ao ângulo de 22°. Como o mês de abril, maio e junho constituem o período de menor incidência solar, este resultado é de grande significância, visto que nesse período se faz essencial o máximo aproveitamento da energia disponível, levando em consideração a oferta reduzida.

Desta forma podemos admitir que a melhor maneira de se otimizar o processo de conversão energética é variando o ângulo da superfície de captação dos painéis fotovoltaicos de acordo com cada estação do ano. Em relação ao veículo elétrico, os resultados obtidos no modelo demonstram que variar o ângulo de instalação do painel sobre o veículo pode ser um fator capaz de otimizar a conversão de energia dentro dos painéis visto que o uso do ângulo tido como ideal para o período, foi dentre os estudos, o que proporcionou uma maior velocidade ao veículo.

5. Referências

ABBOTT, D. Keeping the energy debate clean: how do we supply the world's energy needs?. **Proceedings of the IEEE**, Vol.98, nº1, 2010.

CRESESB (CENTRO DE REFERÊNCIA PARA ENERGIAS SOLAR E EÓLICA SÉRGIO DE S. BRITO). **Potencial Solar - SunData**. Rio de Janeiro, 2014. Disponível em:<<http://www.cresesb.cepel.br/index.php?section=sundata>>. Acesso em 10 de junho de 2019.

CHOWDHURY, N.; HOSSAIN, C. A.; LONGO, M.; YAICI, W. Optimization of Solar Energy System for the Electric Vehicle at University Campus in Dhaka, Bangladesh. **Energies**, MDPI, Vol.11, pág. 1-10, Bangladesh, 2019.

DECHERF, O.; GOYBET, A.; SAFFER, M.; PASCAL, V. Inventário das emissões de gases de efeito estufa no Rio Grande do Sul – 2005. PACE: uma estratégia territorial integrada. Porto Alegre: **FEPAM; Enviroconsult; Engebio**, 2011.

GUARIEIRO, L.L.N.; VASCONCELLOS, P.C.; SOLCI, M.C. Poluentes Atmosféricos Provenientes da Queima de Combustíveis Fósseis e Biocombustíveis: Uma Breve Revisão. **Revista Virtual de Química**, Vol.3, nº5, pág. 434-445, 2011.

LABSOL - UFRGS. Laboratório De Energia Solar. 2016. Disponível em:<http://www.solar.ufrgs.br/> . Acesso em: 29 de maio de 2019.

SOFTWARE RADIASOL 2 – UFRGS. Disponível em: <http://www.solar.ufrgs.br/>. Acesso em: 29 de maio de 2019.

TEO, H.G.; LEE, P.S.; HAWLADER, M.N.A. An active cooling system photovoltaic modules. **Applied Energy**, Vol. 90, pág 309-315, 2012.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE DEJETOS ANIMAIS

Júlia Fraporti Cornelli¹, Camila Hasan², Munique Marder³, Odorico Konrad⁴

¹ Estudante de Engenharia Ambiental e Bolsista de Iniciação Científica no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis - CPETS da Universidade do Vale do Taquari - Univates. Lajeado, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: julia.cornelli@universo.univates.br;

² Engenheira Ambiental e Mestre em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES), docente do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC) da Univates

³ Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia (PPGBiotec), funcionária no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS) - Universidade do Vale do Taquari - Univates;

⁴ Docente do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC) e do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD) da Univates, coordenador do Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS).

1. Introdução

A economia no Rio Grande do Sul tem sua base na agropecuária (SILVA e WERLANG, 2018), dentre as atividades desenvolvidas pelo setor primário, a criação de animais resulta em um volume considerável de dejetos que são gerados diariamente. Uma alternativa para o tratamento destes resíduos é o processo de digestão anaeróbia, que promove a redução da matéria orgânica contida no resíduo em um período de tempo inferior ao exigido pelo processo de maturação em esterqueiras, tipicamente adotado como uma solução de baixo custo. Além disso, o aproveitamento do biogás gerado pela digestão anaeróbia dos dejetos, promove a recuperação energética dos resíduos e pode representar uma fonte de energia para a propriedade capaz de minimizar custos.

A biomassa residual, que contempla resíduos originários de diferentes processos produtivos, ao ser utilizada como uma fonte para a geração de energia, torna-se um elemento estratégico do ponto de vista ambiental, visto que soluciona duas questões de grande relevância: gerenciamento de resíduos e produção de energia renovável.

A digestão anaeróbia ou biometanização é o processo que converte resíduos e efluentes orgânicos em biogás/biometano e biofertilizante, promovendo o tratamento da biomassa e a recuperação energética da mesma (NESHAT et al., 2017). Este processo ocorre em situações naturais podendo ser reproduzido em estruturas projetadas para tal finalidade (biodigestores), a partir da degradação da matéria orgânica realizada por um conjunto diverso de microrganismos que interagem e promovem a transformação de parcela desta em biogás (BLEY JR., 2015; SILVA, 2017).

O Brasil se destaca nos cenários mundiais como um dos maiores produtores de commodities agrícolas e animais, atividades estas que refletem em uma imensa quantidade de resíduos. Estes resíduos, por sua vez, podem ser efetivamente transformados em energia a partir da conversão de biomassas em biocombustíveis, dentre eles, o biogás (FORSTER-CARNEIRO et al., 2013). O não aproveitamento destas biomassas, portanto, pelo viés de coprodutos e energia, representa perda de oportunidades de negócios.

O presente trabalho tem como objetivo identificar o Potencial Bioquímico de Biogás e Metano de dejetos de aves de postura, bovinos de leite e de corte e suínos nas fases UPL, creche e terminação, resultantes de investigações desenvolvidas nesta área e como forma de motivar a implementação da digestão anaeróbia em propriedades rurais do Sul do Brasil.

2. Materiais e métodos

O estudo experimental foi realizado em escala laboratorial, sendo os ensaios de digestão anaeróbia conduzidos em regime de batelada, utilizando-se as premissas propostas pela normativa alemã VDI 4630 - *Fermentation of organic materials: Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data and fermentation tests* (2006), no que se refere à combinação das amostras avaliadas com o inóculo, em termos de teor de sólidos totais e voláteis, bem como, em relação ao critério para encerramento dos experimentos e cálculos dos potenciais de biogás e metano (PBB e PBM). A normativa prediz que o teor de sólidos totais da mistura não deve ultrapassar 10% e que a razão entre os sólidos voláteis da amostra pelos sólidos voláteis do inóculo deve ser de aproximadamente 0,5 adotando-se, portanto, uma relação $SV_{inóculo}/SV_{amostra}$ de 2:1. Ressalta-se que foi utilizado inóculo anaeróbio preparado previamente, a partir de digestato originado da degradação de biomassas agroindustriais e aclimatado em condições mesofílicas até o momento da incubação dos ensaios. Os ensaios de digestão anaeróbia para cada substrato avaliado foram encerrados quando o volume diário de biogás produzido pela triplicata se apresentou menor que 1% do volume total acumulado, por no mínimo três dias.

Foram utilizados reatores de vidro com capacidade de 1L preenchidos com 500 g de biomassa (amostra e inóculo), mantidos em incubadoras adaptadas, a temperatura de 37°C (mesofílica). Todas as amostras foram avaliadas em triplicata, além do monitoramento de uma triplicata contendo apenas inóculo e uma triplicata controle de referência ou padrão (inóculo e celulose microcristalina de alta pureza - Synth). Os valores das proporções de amostra e inóculo definidos com base na VDI 4630 (2006) foram pesados em balança analítica, sendo adicionados diretamente aos reatores.

O experimento foi monitorado por um sistema automatizado de medição de vazão (SAMB) que permite que o biogás produzido seja naturalmente conduzido por mangueiras flexíveis que conectam os reatores de vidro aos medidores de vazão, compostos por tubos em formato de U preenchidos por um fluido. Conforme ocorre a entrada de biogás nos tubos, o fluido é deslocado, e tal movimento é detectado através de um sensor fotoelétrico instalado em cada tubo. O sistema automatizado de medição de biogás é regido pela Lei dos Gases Ideais, portanto, o volume de biogás produzido em cada reator é calculado por essa equação que, relaciona a pressão e a temperatura do momento de experimentação, com os valores destas variáveis inseridos na calibração do sistema, conforme descrito por Konrad et al. (2016). Os registros, captados pelo sistema, são armazenados em um banco de dados, que permite o acesso remoto e a exportação de valores dos volumes diários de biogás produzido, para planilhas de controle.

Tendo em vista que a maior parcela do biogás, para fins de aproveitamento energético, deve ser composta por metano (CH_4), a qualificação do biogás em cada reator, foi realizada, três vezes por semana, por meio de um sensor específico (Advanced Gasmitter - PRONOVA) que identifica a molécula de CH_4 presente no volume de biogás inserido, expressando o resultado em percentual (%). Este percentual, combinado com o volume de biogás monitorado pelo sistema automatizado permite a identificação do volume de metano produzido pelos substratos.

O potencial bioquímico de biogás e metano de um substrato refere-se à quantidade de gás que pode ser obtida por este, em determinadas condições, expressa como volume de biogás ou metano por unidade de massa de matéria orgânica (Sólidos Voláteis) (STEINMETZ et al., 2016). Consequentemente, para a determinação dos valores de PBB e PBM, o volume acumulado de biogás e metano da amostra é dividido pela quantidade de material orgânico adicionada ao reator, quantificada e expressa pelos sólidos voláteis. No entanto, no reator, haverá também resíduos orgânicos referentes ao inóculo adicionado que produzirá certa quantidade de biogás no processo anaeróbio e, portanto, deve ser subtraído do volume total acumulado para obter a verdadeira produção a partir do substrato (Bioprocess Control, 2011).

Para a caracterização das amostras e avaliação do processo de digestão anaeróbia foram realizadas análises físico-químicas das biomassas antes da sua introdução nos reatores. A análise, o tipo de método e a referência utilizada estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Análises, métodos e referências utilizadas

Análise	Método	Referência/Equipamento
pH	Potenciométrico	pHmetro Digimed – DM 2P
Sólidos Totais e Voláteis	Gravimétrico	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2450 Solids 2450G. Total, Fixed and Volatile solids in solid and semisolid samples. 20 th edition, 1999.

3. Resultados e discussão

3.1 Caracterização das amostras

Tabela 2 – Caracterização das amostras

Amostra	ST (%)	SV (%)	gSV/gAmostra	pH
Dejeto Suíno Creche	1,77 ± 0,11	74,84 ± 0,84	0,013	6,53
Dejeto Suíno UPL	7,02 ± 0,15	63,66 ± 0,95	0,045	7,81
Dejeto Suíno Terminação	12,70 ± 0,11	67,66 ± 0,04	0,086	7,62
Dejeto Bovino (Leiteiro)	14,39 ± 0,28	60,06 ± 0,05	0,086	8,15
Dejeto Bovino (Corte)	51,80 ± 1,06	60,75 ± 0,36	0,315	8,12
Dejeto de Aves (Poedeiras)	27,93 ± 0,47	68,70 ± 5,43	0,192	7,45
Dejeto de Aves (Corte) - cama aviária	75,41 ± 0,14	72,70 ± 0,49	0,548	8,36

O teor de sólidos dos substratos, entre outros fatores, é um parâmetro que influencia diretamente nos desempenhos de produção de biogás e metano obtidos na digestão anaeróbia. Os sólidos voláteis representam a fração orgânica que pode ser convertida em biogás e, portanto, a sua determinação objetiva identificar a quantidade de matéria orgânica biodegradável disponível nos substratos (ZHANG et al., 2014). Todas as biomassas avaliadas apresentaram um elevado teor de sólidos voláteis em sua composição (> 60 %), característica desejável quando objetiva-se produção de biogás, visto que esta é a parcela dentro da amostra que representa a matéria orgânica passível de ser biodegradada e convertida em biogás.

Em processos de digestão anaeróbia é desejável que o pH das amostras, esteja na faixa adequada ao desenvolvimento de microrganismos metanogênicos que, segundo Gueri, Souza e Kuczman (2018), baseado em literaturas, é de 6,3 a 7,9 (próximos à neutralidade), embora seja possível obter estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla, entre 6,0 e 8,0 de acordo com Chernicharo (1997). Todas as amostras apresentaram característica de pH adequada, com exceção do dejetos bovino leiteiro e da cama aviária.

Tabela 3 – Valores de PBB, PBM e rendimento de biogás estimado

Amostra	PBB (mL Biogás/gSV)	PBM (mL Metano/gSV)	Rendimento (m ³ Biogás/tonSV)
Dejeto Suíno Creche	826,6 ± 45,0	482,4 ± 61,5	11,0
Dejeto Suíno UPL	324,9 ± 33,8	134,5 ± 35,2	14,5
Dejeto Suíno Terminação	287,5 ± 62,9	137,4 ± 42,5	24,7
Dejeto Bovino (Leiteiro)	258,4 ± 22,6	73,9 ± 41,0	22,3
Dejeto Bovino (Corte)	220,3 ± 59,8	137,8 ± 30,52	69,4
Dejeto de Aves (Poedeiras)	504,5 ± 40,91	224,88 ± 25,72	96,8
Dejeto de Aves (Corte) - cama aviária	477,2 ± 60,8	240,8 ± 35,4	261,6

4. Conclusão

A concentração de sólidos totais apresentou variação dentre as amostras avaliadas, isto se deve às características de cada dejetos e do volume de água usado no processo de criação dos animais. Todas as amostras avaliadas apresentaram potencial para produção de biogás e metano, o dejetos suíno creche e o dejetos de aves poedeiras destacaram-se nos resultados de PBB e PBM. A amostra de Dejeto Suíno Creche apresentou o menor valor de rendimento estimado do biogás, isto se deve a baixa concentração de sólidos totais da amostra, portanto para alcançar valores significativos de produção de biogás em escala real seria necessário um grande volume do material.

5. Referências

BLEY JR., C. **Biogás: a energia invisível**. 2. ed. São Paulo: CIBiogás; Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2015.

FORSTER-CARNEIRO, T.; BERNI, M. D.; DORILEO, I. L.; ROSTAGNO, M. A. Biorefinery study of availability of agriculture residues and wastes for integrated biorefineries in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 77, p. 78-88, 2013.

GUERI, M. V. D.; SOUZA, S. N. M. de; KUCZMAN, O. Parâmetros operacionais do processo de digestão anaeróbia de resíduos alimentares: uma revisão. **Biofix Scientific Journal**, v. 3, n. 1, p. 17-25, 2018.

KONRAD, O.; AKWA, J. V.; KOCH, F. F.; LUMI, M.; TONETTO, J. F. Quantification and characterization of the production of biogas from blends of agro-industrial wastes in a large-scale demonstration plant. **Acta Scientiarum Technology** (Online), v. 38, p. 415-421, 2016.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

NESHAT, S. A.; MOHAMMADI, M., NAJAFPOUR, G. D.; LAHIJANI, P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 308-322, 2017.

SILVA, C. B. da. **Abordagem teórica do processo de geração de biometano a partir de resíduos agroindustriais**. 2017. 69 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017.

STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B. da; KUNZ, A.; AMARAL, A. C. do; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 21-28, 2016.

VDI 4630. **Fermentation of organic materials**. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. 92 p. Germany: Verein Deutscher Ingenieure – VDI, 2006.

ZHANG, C.; SU, H.; BAEYENS, J.; TAN, T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383-392, 2014.

SILVA, Guilherme Cardoso da; WERLANG, Mauro Kumpfer. Municípios do Rio Grande do Sul: uma caracterização econômica por meio do Modelo de Weaver. **Geografia Ensino & Pesquisa**, [S.l.], p. e4, ago. 2018.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DE RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE FRALDAS

Marina Regina Peiter¹, Camila Hasan², Munique Marder³, Odorico Konrad⁴

¹ Estudante de Engenharia Ambiental na Univates, bolsista de iniciação científica no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS) - marina.peiter@universo.univates.br

² Engenheira Ambiental e Mestre em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES), docente do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC) da Univates

³ Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia (PPGBiotec), funcionária no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS) - Universidade do Vale do Taquari - Univates;

⁴ Docente do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas (CETEC) da Univates, docente no Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD), coordenador do Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS).

1. Introdução

Diariamente, grandes quantidades de fraldas e absorventes são fabricadas, vendidas, utilizadas e descartadas. A fabricação destes produtos gera resíduos, e um destes é a fibra de celulose. Este material é utilizado no recheio das fraldas e absorventes, entretanto, no processo de fabricação, um volume significativo de aparas deste material é descartado.

A energia contida nos resíduos sólidos pode ser recuperada por meio de diversas tecnologias, dentre as quais se destaca a digestão anaeróbia. Os sistemas de destinação de resíduos por processos de recuperação energética, mais conhecidos pelo termo Waste-to-Energy (WtE), são modelos avançados de aproveitamento de materiais com potencial energético e não passíveis de reciclagem.

A digestão anaeróbia ou biometanização é o processo que converte resíduos e efluentes orgânicos em biogás e biofertilizante, promovendo o tratamento da biomassa e a recuperação energética da mesma (NESHAT et al., 2017). Este processo biotecnológico ocorre em situações naturais podendo ser reproduzido em estruturas projetadas para tal finalidade (biodigestores), a partir da degradação da matéria orgânica realizada por um conjunto diverso de microrganismos que interagem e promovem a transformação de parcela desta em biogás (BLEY JR., 2015; SILVA, 2017).

Quando originado a partir da digestão anaeróbia de resíduos sólidos ou líquidos, o biogás constitui uma fonte estratégica de energia que contribui para a solução de problemas ambientais relacionados ao tratamento de resíduos, uma vez que o ciclo de produção e consumo é fechado, promovendo um retorno de resíduos e efluentes orgânicos à cadeia produtiva (BLEY JR., 2015).

Neste sentido, considerando a importância da constante busca pela reciclagem e reutilização de resíduos sólidos, este estudo teve como objetivo identificar o potencial bioquímico de biogás e metano (PBB e PBM) da fibra de celulose, material utilizado no recheio de fraldas e absorventes descartáveis, com o propósito de investigar o potencial deste material como incremento para a produção de biogás, visando ao seu aproveitamento energético.

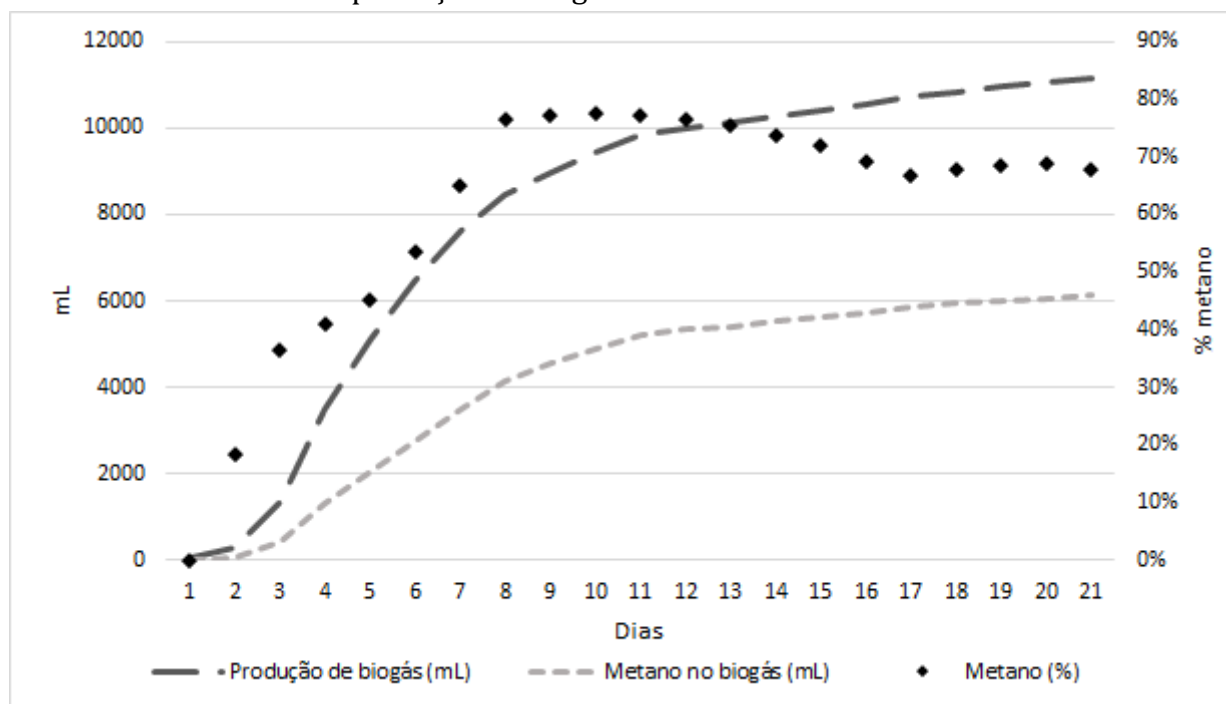
2. Materiais e métodos

Este experimento foi conduzido no Centro de Pesquisa em Energias e Tecnologias Sustentáveis (CPETS), localizado no Tecnovates - Univates em Lajeado/RS. A metodologia utilizada tratou-se da VDI 4630 (2016), a qual indica que a composição do reator deve contar o dobro de sólidos voláteis (SV) de inóculo em relação à amostra, e que os sólidos totais do reator (ST) não devem passar 10% do conteúdo. Para tanto, inicialmente foram realizadas as análises de ST e SV, possibilitando o cálculo das proporções e a montagem dos reatores. Foram incubadas em temperatura mesofílica (37°C) três triplicatas neste experimento: inóculo (IN), inóculo e fibra de celulose (FC), inóculo e celulose microcristalina (CM). O potencial hidrogeniônico (pH) de cada um dos reatores foi conferido, garantindo que todos estivessem na faixa ideal para a digestão anaeróbia, que segundo Karlsson et al. (2014) o pH deve ficar entre 7,0 e 8,5, enquanto para Deublein e Steinhauser (2008), o ideal seria entre 6,7 e 7,5. Os reatores utilizados possuem 1 L de capacidade, sendo preenchidos com 500 g. O Sistema Automatizado de Medição de Biogás (SAMB) já descrito por Konrad et al. (2006) foi responsável pelo registro de vazão de biogás. Este sistema é composto por tubos em “U”, contendo um fluido ácido específico que não retém gases. Cada reator é conectado por meio de uma mangueira a um tubo em “U”, e conforme o gás for ocupando espaço no tubo, o fluido é deslocado, fazendo com que a superfície do lado oposto ao de entrada do gás se eleve. No mesmo, uma esfera de isopor é identificada pelo sensor de presença contido na ponta do tubo, marcando a existência de produção de biogás. No momento em que há gás suficiente para realizar uma “virada” através da saída do lado oposto, o sensor irá marcar um “evento”. Estes sensores são conectados a um CLP, que através da Lei dos Gases Ideais irá calcular qual foi a produção de biogás no evento. A Lei leva em consideração, o volume de calibração identificado antes do início do experimento, com o auxílio de uma seringa calibrada. Já em relação à quantificação de metano existente neste biogás, é utilizado o sensor infravermelho Advanced Gasmeter, produzido pela *PRONOVA Analysentechnik GmbH & Co.* Para esta leitura, realizada três vezes por semana, coleta-se no tubo em “U” e injeta-se com uma seringa de 20 mL o biogás produzido, aguardando a leitura do sensor. Para o encerramento do experimento aguardam-se três dias consecutivos de produção inferior a 1% do total acumulado até o momento.

3. Resultados e discussão

Ao atingir o critério de estabilidade, após 21 dias de incubação, o potencial bioquímico de biogás (PBB) encontrado para a fibra de celulose foi de $764,01 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{ton}_{\text{SV}}^{-1}$ e o potencial bioquímico de metano (PBM) de $405,22 \text{ m}^3_{\text{metano}} \cdot \text{ton}_{\text{SV}}^{-1}$, muito semelhante aos valores encontrados para a celulose microcristalina, os quais foram de $766,06 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{ton}_{\text{SV}}^{-1}$ e $338,08 \text{ m}^3_{\text{metano}} \cdot \text{ton}_{\text{SV}}^{-1}$ respectivamente. A rampa de produção da fibra de celulose pode ser observada no Gráfico 1.

Gráfico 1 - Média de produção de biogás e metano acumulada da fibra de celulose



Conforme o Gráfico 1, o pico de metano ocorreu entre o 7º e o 11º dia de experimento, chegando a 76 %, enquanto a média final ficou em 55 %.

O valor de PBM encontrado no presente estudo foi superior ao encontrado no de Torrijos et al. (2014), o qual foi de $280 \text{ m}^3_{\text{biogás}} \cdot \text{ton}_{\text{SV}}^{-1}$ no teste utilizado fraldas descartáveis usadas e lodo de uma estação de tratamento de efluentes.

Em relação à alta produção de celulose microcristalina, a normativa utilizada VDI 4630 (2006), indica a utilização deste substrato como validador do experimento, visto que o mesmo possui composição de fácil degradação pelos microrganismos, e devido ao elevado grau de pureza, o seu potencial de geração de biogás e metano é estável e conhecido. Desta forma, há um PBB mínimo esperado para a digestão anaeróbia da CM que corresponde a 80% ($600 \text{ mL}_N/\text{gSV}$) do valor teórico de referência, que é de $750 \text{ mL}_N/\text{gSV}$ (STEINMETZ, 2014). Quando não atingido o valor mínimo, considera-se que o inóculo não estava apto para a realização do experimento, invalidando o mesmo. No presente estudo, a CM atingiu o PBB esperado para a validação, bem como teve sua curva de produção típica conforme observado em outros experimentos realizados no laboratório de estudo. A fibra de celulose estudada apresentou comportamento semelhante, indicando rápida e eficiente degradação.

4. Conclusão

Tendo em vista o alto PBB e PBM da fibra de celulose e considerando o atual descarte deste material, o presente estudo demonstrou que este resíduo pode ser utilizado para a produção de biogás, como um incremento, quando se objetiva a produção de grandes volumes para fins de aproveitamento energético. Considerando que além dos resíduos produzidos no processo de fabricação de fraldas e absorventes, há ainda os descartes pós-uso destes produtos, a partir do

resultado observado este estudo motiva investigações sobre produção de biogás utilizando a fibra de celulose na composição de uso, acompanhada de gel e outros componentes como o poliéster.

5. Referências

BLEY JR., C. **Biogás: a energia invisível**. 2. ed. São Paulo: CIBiogás; Foz do Iguaçu: ITAIPU Binacional, 2015.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources**. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2008.

KARLSSON, T.; KONRAD, O.; LUMI, M.; MARDER, M. et al. **Manual básico de biogás**. Editora Univates. Lajeado, 2014.

KONRAD, O.; BEZAMA, A. B.; PRADE, T.; BACKES, G.; OECHSNER, H. Enhancing the analytical capacity for biogas development in Brazil: Assessment of an original measurement system for low biogas flow rates out of agricultural biomass residues. **Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering**. V. 36, n.5, p.792-798, set./out. 2016.

NESHAT, S. A.; MOHAMMADI, M., NAJAFPOUR, G. D.; LAHIJANI, P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 79, p. 308-322, 2017.

SILVA, C. B. da. **Abordagem teórica do processo de geração de biometano a partir de resíduos agroindustriais**. 2017. 69 f. Dissertação de Mestrado - Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2017.

STEINMETZ, R. L. R.; KUNZ, A.; SOARES, H. M.; AMARAL, A. C. do; MOTA, S. C. A. Avaliação da produção de biogás de resíduos de incubatório de aves. In.: 4º Seminário Brasileiro de Gestão Ambiental na Agricultura, 2014.

TORRIJOS, M.; SOUSBIE P.; ROUEZ M.; LEMUNIER, M. Treatment of the biodegradable fraction of used disposable diapers by co-digestion with waste activated sludge. **Waste Management**. V. 34, Issue 3, p. 669-675. Mar 2014.

VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE. **VDI 4630**. Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. P. 92. Germany, 2006.

PRODUÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA EM MICRO ESCALA UTILIZANDO DISPOSITIVO TRANSDUTOR PIEZOELÉTRICO

Alessandro Cassiano Vargas do Nascimento¹, Jorge Luis Palácios Felix²

¹ Acadêmico em Engenharia Ambiental e Sanitária, pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Cerro Largo, RS. Contato: alessandrocvn@hotmail.com

² Doutor em Engenharia Mecânica pela UNICAMP. Professor efetivo do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Cerro Largo, RS. Contato: jorge.felix@uffs.edu.br

1. Introdução

Os avanços no ramo tecnológico voltado para o desenvolvimento de novos sensores e aparelhos eletrônicos de baixo consumo de energia, conduziram para o surgimento de um novo conceito chamado *Energy Harvesting*. Tal vertente de pensamento busca atender essa nova demanda por meio da conversão de energia de fontes ambientes, tais como luz solar, calor, pressão, vibrações mecânicas e eólica em energia elétrica (OH et al., 2010). Em particular, as vibrações mecânicas podem ser consideradas como subprodutos do movimento das correntes de ar manifestando-se de diferentes formas no ambiente como, por exemplo, através do balanço natural das próprias árvores e de suas folhas (LI et al., 2009; OH et al., 2010; LI et al. 2011).

Nesse contexto, a utilização de dispositivos transdutores piezoelétricos apresenta grande vantagem sobre uma estrutura simples e de fácil aplicação em vibrações mecânicas (LI et al., 2009), devido uma característica intrínseca destes materiais em resposta a diferentes estímulos físicos externos como, por exemplo, na geração de um sinal elétrico em função de uma força mecânica aplicada sobre o material (OH et al., 2010). Na literatura, até o momento, pesquisadores propuseram diversos modelos utilizados na conversão da energia cinética do vento em energia elétrica, dentre os quais, cabe destacar a concepção arquitetônica de folha de árvore artificial feita a partir de lâminas flexíveis associadas a transdutores de Polifluoreto de Vinilideno (PVDF). Esta proposta trás consigo uma abordagem mais sustentável, em harmonia com o meio ambiente, já que a concepção de um modelo ideal de árvore artificial capaz de produzir energia elétrica não é algo muito distante (OH et al., 2010; MCCLOSKEY et al., 2017).

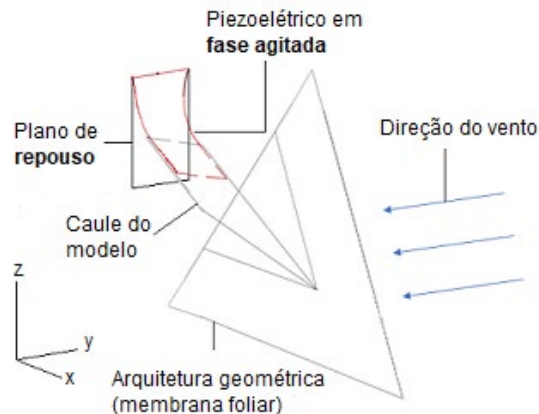
Em vista disso, deseja-se explorar o modelo desenvolvido pelo autor MCCLOSKEY et al. (2017), aproveitando o fluxo de vento atuante sobre a face da membrana foliar, ou seja, submetendo a área geométrica da folha perpendicularmente à linha de ação do escoamento.

2. Materiais e métodos

Com a membrana foliar perpendicular à linha normal ao vento, espera-se aumentar a força de arrasto sobre a folha normal ao escoamento, gerando vórtices induzidos pela separação do escoamento ao longo das bordas da geometria, causando fluxo reverso de baixa pressão na parte posterior. Em resposta disso, ressalta-se, também, que a extensão laminar tridimensional acoplado ao extremo livre do piezoelétrico tenda a mover-se em direção à zona de baixa pressão, devido à

formação de vórtices pelo impacto de vento fazendo com que o sistema oscile, semelhante ao comportamento de um pêndulo físico, conforme a Figura 1.

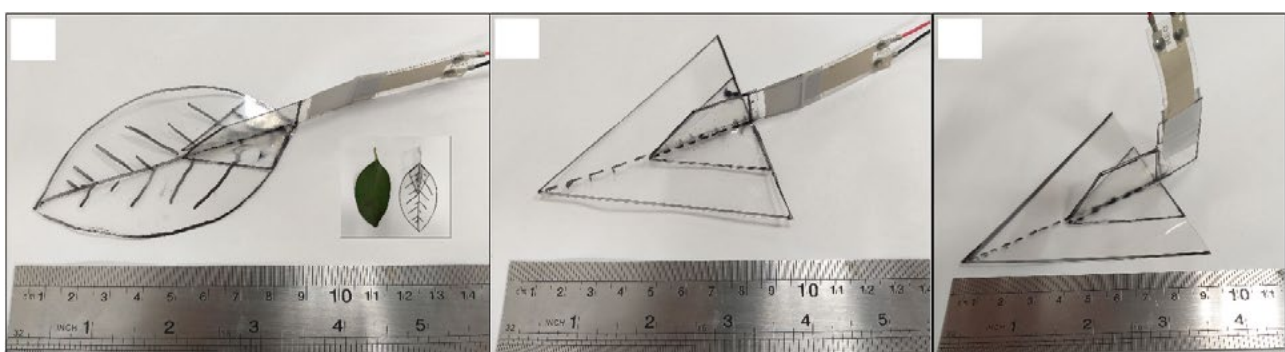
Figura 1 – De maneira análoga ao pêndulo físico, a folha está livre para oscilar sobre o plano da seção de estudo, da esquerda para a direita em relação ao pelo plano de repouso.



Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Usamos o polímero piezoelétrico PVDF- LDT1-028K acoplado ao extremo livre uma lâmina de acetato flexível transparente, com 0,25 mm de espessura. Desta forma, três modelos de folhas artificiais foram desenvolvidos (Figura 2), cujo os quais foram denominados Folha Triangular em I (FTI) e Folha Artificial em I (FAI), ambas com o piezoelétrico orientado verticalmente (I), e Folha Triangular em L (FTL) com a haste do dispositivo horizontalmente (L).

Figura 2 – Imagens em escala real dos modelos desenvolvidos, onde estão apresentados (a) FAI, (b) FTI e (c) FTL, respectivamente, acoplados ao transdutor piezoelétrico PVDF LDT1-028K.

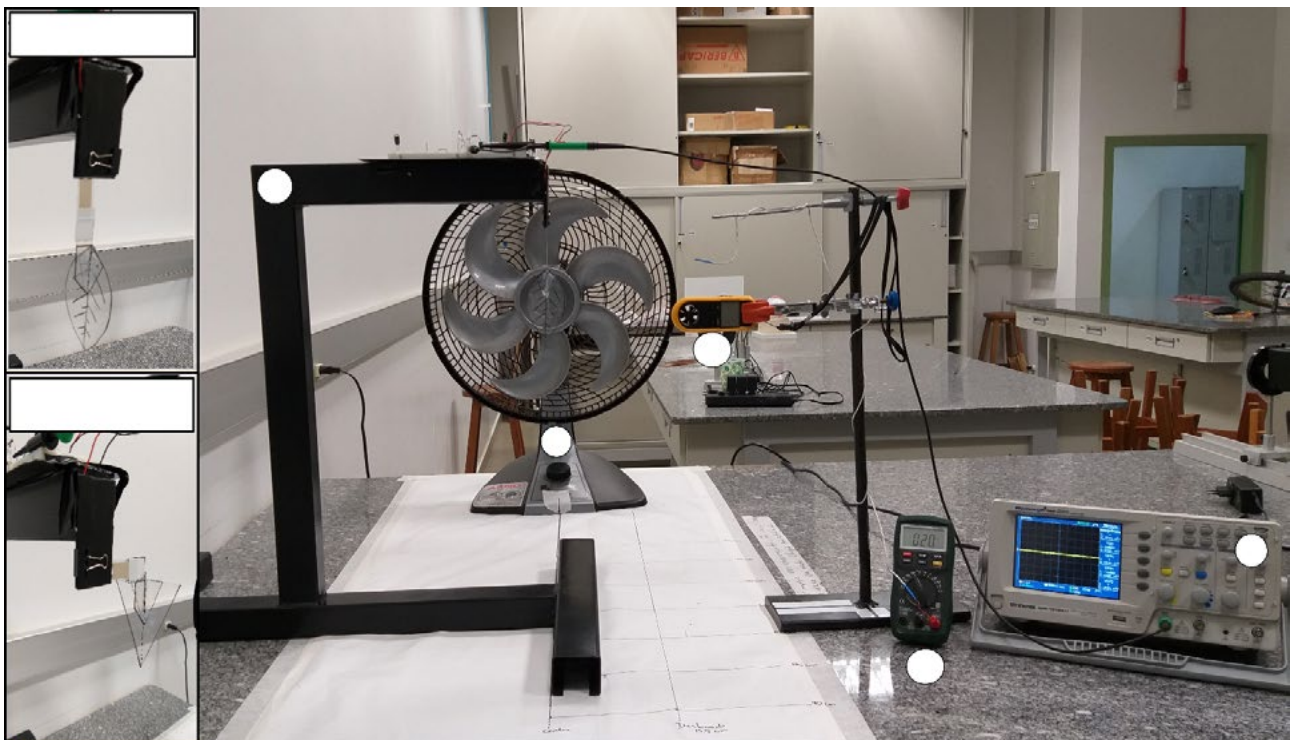


Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

A análise experimental foi conduzida em duas fases no Laboratório de Eletromagnetismo da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo – RS: a primeira, a utilização de um ventilador eletrodoméstico de 40 cm de diâmetro, seis hélices e com ajuste operacional de três velocidades como simulador de vento. Para este fim, foi ampliar a faixa de velocidade avaliada no estudo. Neste caso, o ventilador foi mantido fixo em relação a sete seções experimentais espaçadas 10 cm entre si até completar 90 cm de distância resultando, portanto, em sete seções experimentais.

Em cada seção, as velocidades obtidas pelo equipamento foram devidamente caracterizadas por análise de regressão linear. Cada experimento foi realizado deslocando um pórtico móvel de metal sobre um segmento de reta traçado em relação ao centro de diâmetro do ventilador. A velocidade do vento e temperatura do ar foram monitoradas instantaneamente, utilizando um anemômetro digital (NTC-10) apoiado e multímetro digital (MD-6160) em modo TEMP. A segunda, para a obtenção de dados do comportamento dinâmico do conjunto piezoelétrico/lâmina de acetato flexível fixados junto ao pórtico de metal utilizando uma placa de alumínio, devidamente isolada com fita (Enerbras, PVC), presas por um prendedor de papel junto ao pórtico. Os sinais de tensão foram registrados por um osciloscópio digital (GDS 1000 A) com os terminais de prova junto a uma resistência de 5,6 M em série com o dispositivo PVDF conectados em uma protoboard (BB-2T1D Bread board) mantida fixa junto ao pórtico.

Figura 3 – Configuração experimental de estudo e equipamentos utilizados: (a) pórtico de metal, (b) anemômetro de mão, (c) ventilador eletrodoméstico, (d) multímetro e ponta de prova para o registro da temperatura e (e) osciloscópio digital. Na imagem também é possível visualizar no detalhe o ajuste do modelo nas configurações horizontal e vertical.



Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

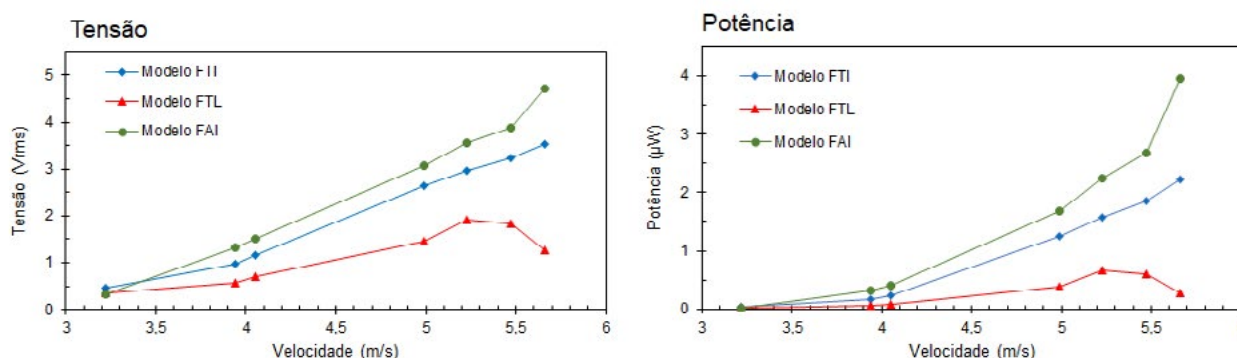
Em cada seção experimental foi considerado um tempo mínimo de um minuto até que as saídas de tensão regularizassem e fossem, de fato, condizentes. Dessa forma, os ensaios foram repetidos três vezes para cada um dos modelos, afim de calcular a potência média entre as três medidas obtidas. A tensão eficaz (V_{RMS}) de CA foi mensurada instantaneamente com as pontas de prova do osciloscópio conectado ao resistor (R) de 5,6 M Ω . A determinação da potência média de saída foi calculada segundo a equação (LI et al., 2009; LI et al., 2011; MCCLOSKEY et al., 2017):

$$P = \frac{V_{RMS}}{R} \quad (1)$$

3. Resultados e discussão

Nas configurações FAI e FTI, a manifestação sobre o comportamento dos modelos está relacionada, principalmente, ao padrão oscilatório do material transdutor piezoelétrico, tanto em baixas, como também em altas velocidades. Por analogia, o modelo FTL apresentou o mesmo comportamento, apesar de não ter apresentado bom desempenho na obtenção de melhores resultados, como pode ser visto no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Curva resposta obtida a partir do registro das tensões e potências médias de saída em função da variação da velocidade do vento para os modelos FTI, FTL e FAI.



Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Os resultados apresentados demonstram a capacidade dos modelos converterem energia de oscilações mecânicas ao serem submetidos perpendicularmente ao fluxo de vento, visto que os modelos FAI e FTI apresentaram um aumento constante e substancial das saídas de tensão e potência em resposta ao aumento de velocidade, superando os resultados dos autores OH et al. (2010) e chegando muito próximas às tensões obtidas pelos autores LI et al. (2009). A máxima tensão observada foi de 4,70 e 3,52V para os modelos FAI e FTI, o que correspondem à 3,96 e 2,23 µW, respectivamente. O modelo FTL indicou um limite máximo de desempenho para velocidade a partir de 5,47 m/s com tensão e potência máxima de 1,92 V e 0,66 µW.

Além do mais, assim como consta na literatura (LI et al., 2009; LI et al. 2011, DEIVASIGAMANI et al., 2011), a proposta de folha com haste vertical também mostrou-se mais suscetível ao escoamento neste estudo, sobretudo, por ajustar a membrana foliar perpendicularmente ao fluxo, gerando resultados mais satisfatórios frente à configuração horizontal do PVDF. Além disso, por serem mais semelhantes à estrutura de folha real e simularem com bom desempenho o comportamento lado a lado tal como um pêndulo físico, bem como das próprias folhas de uma árvore real tanto o modelo FAI quanto o modelo FTI, deverão ser candidatas à próxima fase de estudos? para o desenvolvimento de um protótipo de árvore artificial capaz de produzir energia elétrica.

4. Conclusão

O presente estudo apresentou uma proposta alternativa de conversão de energia através de oscilações mecânicas induzidas pelo fluxo de vento, investigando a utilização do dispositivo piezoelétrico ajustado vertical e horizontalmente. Diante do exposto, os resultados obtidos nos permitem inferir que a configuração de folha com ajuste da haste piezoelétrica vertical é mais sensível ao aumento de velocidade do vento, garantindo paulatinamente maiores amplitudes

de oscilação e um maior rendimento nas saídas de tensão e potência. Estudos futuros devem ser conduzidos na investigação de um limite máximo de desempenho para os modelos FAI e FTI com uma faixa de velocidade maior, uma vez que o posicionamento vertical do elemento PVDF, normalmente, apresenta atenuação nos resultados de tensão e potência para velocidades a partir de 6,5 à 7 m/s (LI et al., 2009; LI et al., 2011). Simulações em CFD também podem ser consideradas futuramente para ajudar a explicar o efeito oscilatório gerado nos modelos.

5. Referências

LI, S.; LIPSON, H. Vertical-stalk flapping-leaf generator for wind energy harvesting. **Conference on Smart Materials, Adaptive Structures and Intelligent Systems (SMASIS)**, American Society of Mechanical Engineers, v. 2, p. 611–619, 2009;

OH, S. J.; HAN, H. J.; HAN, S. B.; LEE, J. Y.; CHUN, W. G. Development of a tree-shaped wind power system using piezoelectric materials. **International Journal of Energy Research**, v. 34, p. 431–437, 2010;

LI, S.; YUAN, J.; LIPSON, H. Ambient wind energy harvesting using cross-flow fluttering. **Journal of Applied Physics**, 109, 2011;

DEIVASIGAMANI, Arvind; MCCARTHY, Jesse M.; JOHN, Sabu; WATKINS, Simon; TRIVAILO Pavel; COMAN, Floreana. Piezoelectric Energy Harvesting from Wind Using Coupled Bending-Torsional Vibrations. **Modern Applied Science**, v. 8, 2014.

MCCLOSKEY, M. A.; MOSHER, C. L.; HENDERSON, E. R. Wind Energy Conversion by Plant-Inspired Designs. **PLoS ONE** 12 (1): e0170022, 2017.

ESTUDO COMPARATIVO NO RENDIMENTO DE PLACAS FOTOVOLTAICAS UTILIZANDO UM SISTEMA DE RESFRIAMENTO COM ÁGUA

Francesco Jurinic¹, Jorge Luis Palacios Felix²

¹ Engenheiro Civil pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI), Especialista em Educação Ambiental pelo Centro Universitário Internacional (UNINTER). Pesquisador do Programa de Pós graduação em Ambientes e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - Campus Cerro Largo/RS - Brasil. E-mail: francesco.jurinic@hotmail.com

² Professor Associado do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – Campus Cerro Largo/RS - Brasil.

1. Introdução

Uma fonte energética abundante no nosso mundo é a energia solar, podendo ser utilizada convertendo em eletricidade através de placas fotovoltaicas (PV), além disso é uma fonte de energia limpa e renovável, que podemos substituir outras fontes provenientes de combustíveis fósseis. As placas ou painéis solares, consistem de células solares em série, normalmente 36, 48 e 72 unidades. As células solares convertem a radiação solar em energia elétrica em que na saída é tensão e corrente contínua (DC). Com o aumento da temperatura essa conversão pode ser prejudicada, reduzindo significativamente a mesma.

O aquecimento de uma célula solar, afeta negativamente o seu desempenho. Para os elementos de silício cristalino, a redução relativa do coeficiente de eficiência pode ser de 0,45% para cada grau Celsius (Skoplaki e Palyvos 2009). Além disso, uma pesquisa foi realizada para provar a influência negativa por temperaturas mais elevadas em relação a vida útil do sistema. Foi revelado, que ganhar todos os 10°C adicional, acelera o processo de envelhecimento, aproximadamente, em duas vezes (Oth e Ross, 1983).

Existem vários trabalhos, demonstrando vários métodos de resfriamento de placas fotovoltaicas para aumentar o rendimento dos mesmos, por exemplo, os investigadores utilizaram um sistema de arrefecimento com uma fina película de água que flui sobre a superfície da face de um módulo (Krauter 2004, Dorobantu e Popescu 2013), a pulverização de água sobre a superfície dos módulos (Hosseini et al. 2011), bem como os módulos de submersão em água destilada a várias profundidades (Abdulgafar et al 2014).

Além dos métodos acima mencionados, há trabalhos divulgando a cogeração híbrida, permitindo a obtenção de eletricidade e água quente. Amostras experimentais de tais sistemas combinados, já foram testados em várias instalações, e as melhorias do coeficiente da eficiência do módulo fotoelétrico aproxima-se de 15% (Jouhara, Milko e Danielewicz 2016).

2. Materiais e métodos

Foi instalado duas placas fotovoltaicas de 150 w cada uma, com dimensões de 148,5 x 69,5 cm totalizando 1 m², com uma eficiência energética de 15%, em uma estrutura metálica afastado 1 metro de altura do solo, sobre um gramado. Em uma das placas foi produzido uma sistema de resfriamento por água, onde na parte de baixo da placa está instalado um reservatório de PVC com

capacidade de 500 litros, no qual possui uma bomba submersa, que bombeia a água e distribui uniformemente na superfície superior da placa, resultando em uma película fina de água em toda a sua superfície, devolvendo após o processo, novamente para o reservatório, sem nenhuma perda. A outra placa instalada ao lado, servirá de parâmetro e comparação.

As placas, foram ligadas diretamente em uma carga resistiva de 8,6 Ohm cada uma, instalados quatro multímetros digitais, nos quais foram medidos as tensões e correntes nas cargas e anotados a cada 10 minutos, durante todo o dia. Realizado as leituras das temperaturas com um equipamento de medição de superfície, na parte da frente das placas, bem no centro, no reservatório, na parte de trás das placas, também no centro da mesma, a cada 10 minutos, do mesmo dia, gravado os valores com auxílio de uma câmera. As temperaturas do ambiente e radiações, foram obtidas através da estação meteorológica, existente a menos de 100 metros do experimento (IRIOGRAN38).

Ambas as placas, foram posicionadas ao norte com inclinação de 22°, com medições das 10:00 às 16:00h. A bomba submersa, possui uma potência de 34w e uma vazão de 10l/min.

3. Resultados e discussão

Muitas pesquisas e estudos, têm sido realizados no aumento da eficiência PV por técnicas de arrefecimento diferentes. Segundo Krauter 2004, um método para reduzir a reflexão para arrefecer a PV, substituindo a camada de vidro da frente com uma camada fina de 1 mm, que funcionam diretamente sobre a face PV. Como um resultado, a temperatura PV reduzida para 22 ° C e o desempenho elétrico aumentada para 10,3%, em relação ao dia.

Dorobantu e Popescu 2013, alcançaram um rendimento elétrico de cerca de 9,5% por arrefecimento da superfície do PV na frente, usando uma fina película de água. A vantagem deste sistema de refrigeração, está na diminuição da temperatura do painel para além da obtenção de uma melhor eficiência elétrica, devido à diminuição das perdas de reflexo. Segundo Moharram et al. 2013, foram capazes de calcular a temperatura máxima admissível do painel fotovoltaico (45 ° C), pelo que o arrefecimento por pulverização deve começar a melhorar o rendimento global de energia. Eles observaram, que o sistema de arrefecimento tem que funcionar durante 5 min para diminuir a temperatura do módulo de 10 ° C.

Nesse trabalho, o sistema de resfriamento era contínuo durante o período experimental, fazendo com que a temperatura da superfície do painel ficasse praticamente igual da água no reservatório, reduzindo significativamente as temperaturas na parte traseira da placa com o sistema de arrefecimento, em comparação com a placa sem nada.

Além de contribuir com a eliminação da poeira, pois com a película de água elimina qualquer sujeira sobre ela, apesar de antes de iniciar os experimentos, ambas as placas foram lavadas, para que o efeito da poeira não interferisse nos resultados.

Num estudo, verificou-se que, devido a deposição de areia pó sobre a superfície do painel fotovoltaico, o decréscimo na corrente de curto-circuito (ISC) e de potência máxima (Pmax) são, respectivamente, 40% e 34% (El-Shobokshy, Mujahid e Zakzouk 1985). Da mesma forma, num outro estudo, demonstrou-se que o decréscimo na eficiência do painel fotovoltaico foi de 10%, 16% e 20%, respectivamente, para 12,5 g / m², 25 g / m² e 37,5 g / m² de deposição de pó sobre a sua superfície (Elminir et al. 2006).

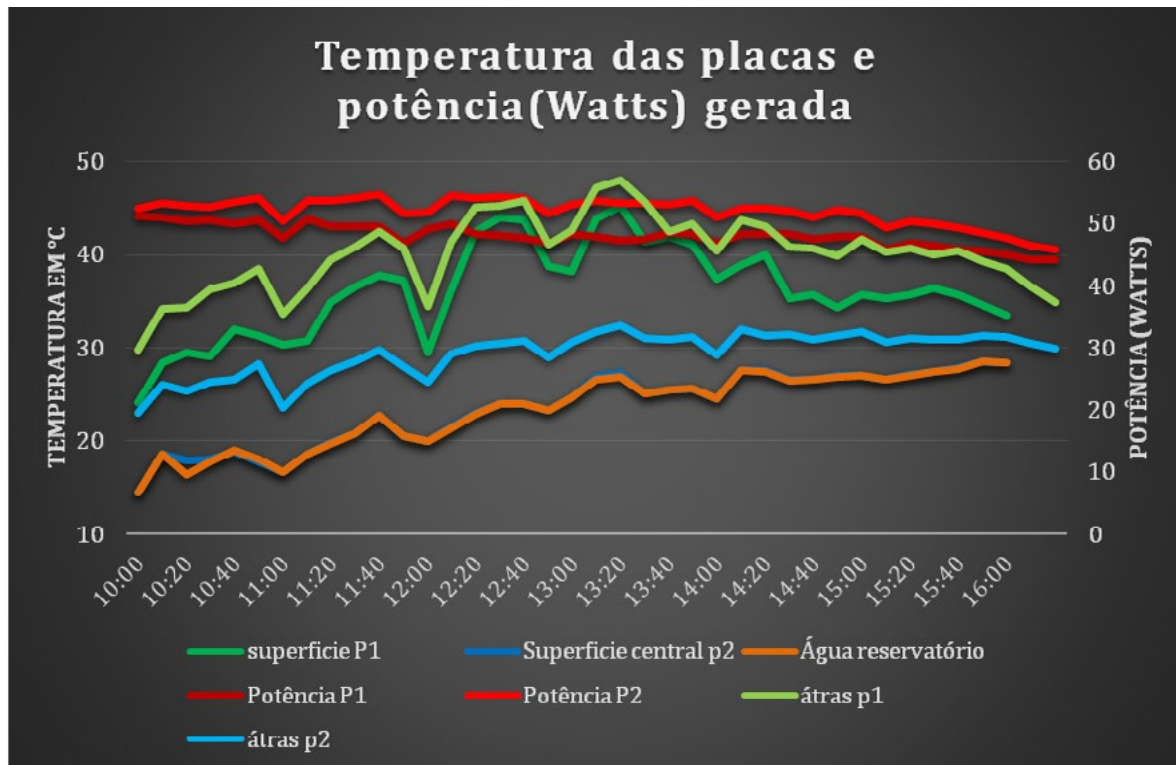
Para que a água fosse distribuída uniformemente, foi produzido através de canos de PVC, com diâmetro de 20 mm, furos de 3 mm a cada 2 cm ao longo de toda a placa, desta forma a água era bombeada pela bomba ao topo da placa, que devido a inclinação da mesma retornava ao reservatório, com a própria estrutura de alumínio que existe nas placas, deixando uma pequena saliência nas laterais, em razão disso a água não era derramada para fora, tornando ainda mais fácil, por ser simples e prático utilizar um sistema parecido em larga escala, desta forma, aumentando seus rendimentos e prolongando a vida útil de todo o conjunto.

Figura 1: Sistema de resfriamento da placa fotovoltaica através de água, com uma fina camada sobre a superfície. (FONTE: OS AUTORES)



Foram encontrados resultados muito satisfatório utilizando esse sistema de resfriamento, chegando ao ganho de 14,5% em comparação a placa sem o sistema de arrefecimento.

Gráfico 1: Gráfico das temperaturas das superfícies das placas fotovoltaicas, parte de trás e do reservatório de água no eixo Y principal. Onde a P2, é a placa que está com o sistema de resfriamento e a P1, sem. No eixo Y secundário, com as linhas nas cores vermelhas a potência em Watts, medidas na carga resistiva da cada placa. (FONTE: OS AUTORES)



Conforme mostra no gráfico 1, as temperaturas na parte de trás das placas, sempre é maior que na própria superfície. Porém, com o sistema de resfriamento, ambas são reduzidas significativamente. Chegou-se a diferença máxima na superfície das placas de 20,1 °C às 12:30 h e 23,3 °C às 13:30 h, na parte de trás da placa, em comparação entre eles. Onde obteve-se uma média de redução de temperatura de 11,77 °C e 15,3 °C na superfície das placas e na parte de trás, respectivamente. No eixo Y secundário, demonstra as potências em Watts de cada placa, onde a potência gerada pela placa 2 (sistema de resfriamento), sempre permanece mais alta em comparação com a placa 1 (sem o sistema).

Como em ambas as placas foram encontrados temperaturas mais elevadas na parte traseira, poderia ser a sugestão de um trabalho futuro, um sistema de resfriamento na mesma, talvez em conjunto com os dois sistemas, assim analisar os desempenhos das placas fotovoltaicas.

4. Conclusão

Foi identificado um aumento de 14,5 % na potência gerada pela Placa 2, com o sistema de resfriamento com água, em comparação com a mesma placa, sem o sistema, e teve uma diferença máxima de 2,4 Volts e 0,07 Amperes entre as placas, além de reduzir em aproximadamente 12° C a temperatura da placa. As maiores diferenças apresentaram entre as 12:00 e às 14:00 h, justamente por apresentar as temperaturas mais elevadas.

5. Referências

- Abdulgafar S.A., Omar O.S., Yousif K.M. 2014. Improving the efficiency of polycrystalline solar panel via water immersion method. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, 3(1), 96–101.
- El-Shobokshy, MS, Mujahid, A., & Zakzouk, AKM (1985). Efeitos de poeira sobre o desempenho do concentrador células fotovoltaicas. **IEE Proceedings I (Solid-State e Electron Devices)**, 132 (1), 5-8.
- Hosseini R., Hosseini N., Khorasanizadeh H. 2011. An experimental study of combining a photovoltaic system with a heating system. **World Renewable Energy Congress**, 8, 2993–3000.
- Jouhara H., Milko J., Danielewicz J. 2016. **The performance of a novel flat heat pipe based thermal and PV/T solar collector that can be used as an energy-active building envelope material**. *Energy*, 108, 148–154.
- K.A. Moharram, M.S. Abd-Elhady, H.A. Kandil, and H. El-Sherif, “**Enhancing the performance of photovoltaic panels by water cooling**”, **Ain Shams Engineering Journal** 2013, vol 4, pp 869–877.
- Krauter S. 2004. **Increased electrical yield via water flow over the front of photovoltaic panels**. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 82(1–2), 131–137.
- L. Dorobantu, M. O. POPESCU, “**Increasing the Efficiency of Photovoltaic Panels Through Cooling Water Film**”, *U.P.B. Sci. Bull., Series C*, 2013, vol. 75, Iss 4, pp- 223-230.
- Oth D., Ross Jr.R.E. 1983. Assessing photovoltaic module degradation and lifetime from long term environmental tests. **Proceedings of the Institute of Environmental Sciences**, 29th Annual Meeting, 121–126.
- El-Shobokshy, M. S., Mujahid, A., & Zakzouk, A. K. M. (1985). Effects of dust on the performance of concentrator photovoltaic cells. **IEE Proceedings I (Solid-State and Electron Devices)**, 132(1), 5-8.
- Elminir, H. K., Ghitas, A. E., Hamid, R. H., El-Hussainy, F., Beheary, M. M., & Abdel-Moneim, K. M. 2006. Effect of dust on the transparent cover of solar collectors. **Energy conversion and management**, 47(18-19), 3192-3203.

UMA REVISÃO SOBRE COLETORES SOLAR ASFÁLTICO

Leonardo Lunkes Wagner¹ Jorge Luis Palacios Felix²

¹ Mestrando no Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, Campus Cerro Largo/RS. E-mail: leonardolunkeswagner@gmail.com

² Professor Doutor Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, Programa de Pós-graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis-PPGATS, Campus Cerro Largo/RS. E-mail: jorge.felix@uffs.edu.br

1. Introdução

A busca por fontes de energia sustentável é recorrente em diversas pesquisas ao redor do mundo. “É um grande problema social fornecer uma fonte sustentável de energia” (SHAOPENG et al., 2011). Esta busca baseia-se devido ao crescente consumo por fontes energéticas e por uma possível escassez de fontes não renováveis que compõe a matriz energética atual.

Assim, a necessidade de buscar novas formas de obtenção de energia é eminente. Uma das fontes que se enquadra como matriz energética limpa, renovável, e sustentável é o sol. Ele é a maior e mais abundante fonte de energia, irradiando sozinho $1,0 \times 10^{22}$ Tj para todo o universo, vindo somente uma pequena parte para a Terra, mesmo assim, representando o maior recurso energético de que a humanidade dispõe (MOREIRA et al., 2018). A utilização do sol como fonte de energia é diversa. Diferentes formas de captação são utilizadas, resultando em energia térmica ou elétrica. No Brasil, a energia solar é utilizada como fonte térmica, através de coletores solares, principalmente instalados nos telhados de residências, no sul do país, e como fonte de geração fotovoltaica através de painéis solares, principalmente no Norte (ANEEL, 2005).

Placas solares através de coletores específicos para geração de energia térmica são o sistema mais comumente utilizado no País, entretanto existem formas alternativas para captação de energia solar e transformação em energia térmica. Um dos sistemas que pode ser utilizado é o sistema ASC (Coletor Solar Asfáltico). O objetivo deste trabalho é introduzir os principais conceitos, funcionamento e resultados de pesquisas sobre coletores solares asfálticos, encontrados na literatura.

2. Materiais e métodos

O presente trabalho baseou-se em uma busca na literatura a partir de artigos e materiais que contextualizem a utilização do Coletor Solar Asfáltico, para obtenção de energia térmica através da captação solar em pavimentos asfálticos. A busca baseou-se principalmente em dois tipos de estudos, artigos que utilizam o sistema para coleta de energia térmica, armazenamento e recirculação através de bombas geotérmicas e artigos que utilizam o sistema para redução da temperatura na superfície de pavimentos.

3. Resultados e discussão

O coletor solar asfáltico consiste em tubos de cobre, alumínio, aço ou polímeros inseridos em pavimentos asfálticos, com a função de permitir a passagem de um fluido líquido ou gasoso, como por exemplo água ou ar atmosférico, que removem o excesso de temperatura, absorvido pelo pavimento,

devido a irradiação solar, ao qual está exposto, na forma de energia térmica, aquecendo o fluido (LI et al., 2015; PASCUAL-MUÑOZ et al., 2013; SHAOPENG; MINGYU; JIZHE, 2011). A temperatura interna de pavimentos asfálticos pode chegar a marcas de 60°C a 70°C, no verão, devido a suas características térmicas de absorção de calor, podendo reter esta energia solar absorvida, mesmo após o anoitecer (SHAOPENG; MINGYU; JIZHE, 2011). Esta troca de calor ocorre devido ao gradiente de temperatura provocado pelo aumento da temperatura do pavimento, proveniente da incidência solar, e o fluido que circula através de tubos, provocando uma queda na temperatura do pavimento e um aumento da temperatura do fluido consequentemente (BOBES-JESUS et al., 2013).

3.1 Principais estudos relacionados ao ASC

Os principais estudos relacionados a coletores solares asfálticos referem-se ao melhoramento do sistema, como por exemplo, maior coleta de energia térmica através da circulação e armazenamento de fluidos ou maior redução da temperatura na superfície de pavimentos. Normalmente, estes estudos, são realizados em diferentes escalas e métodos, ou seja, estudos experimentais em pequena e média escala a nível laboratorial, ao qual concentram-se a maioria das pesquisas, estudos experimentais em maior escala e condições reais de utilização, bem como estudos numéricos, que representam simulações de diferentes condições e diversas variáveis simuladas. No quadro 1 estão apresentadas as principais configurações encontradas na literatura sobre coletores asfálticos. O efeito da irradiação solar sobre o pavimento e diferentes incrementos de vazão do fluido para a captação da energia solar transformando assim em energia térmica, são as principais questões analisadas.

Gao et al. (2010), ao realizar um estudo experimental com placas de 1,2m x 0,6m, com tubos de 16mm de diâmetro de cobre, dispostos de em forma de serpentina, com camadas asfálticas distintas, observou que o sistema é capaz de coletar de 150 a 250 W/m² de calor em clima normal de verão em estradas naturais, o que consegue satisfazer plenamente o derretimento de neve no inverno, tendo um rendimento de 42%. Também, observou que a eficiência de coleta de calor aumenta com o incremento da vazão e com o espaçamento mais denso da tubulação. Entretanto este estudo leva em consideração somente a operação diurna. Quando realizados testes, em que o procedimento operou 24h por dia, o pavimento pode absorver 37% da radiação solar em média, armazenando 46% do calor do pavimento (ZHOU et al., 2015).

Entretanto, incrementos de vazão podem ser benéficos ou não, dependendo da utilização do sistema. O aumento da velocidade de circulação de água pelos tubos, auxilia na redução da temperatura na superfície do pavimento, no entanto, quando se busca, que a água apresente uma maior temperatura, na saída do sistema, a velocidade de vazão deve ser menor. Em um estudo laboratorial em pequena escala quando comparado uma taxa de fluxo de 54ml/min a temperatura máxima da superfície do pavimento atingiu 38,58°C, enquanto a uma taxa de fluxo de 1886ml/min, a temperatura máxima da superfície diminua para 36,7°C, entretanto o aumento da taxa de fluxo diminui a diferença de temperatura da água de entrada e saída do experimento (SHAOPENG; MINGYU; JIZHE, 2011). Em outro estudo desenvolvido a partir de experimentos laboratoriais e numéricos, simulando taxas de fluxo de água de 1 a 7l/min, demonstraram que a temperatura do pavimento reduz ligeiramente à medida que aumenta a taxa de fluxo, contudo, ao levar em consideração diferentes diâmetros da tubulação, o mesmo apresenta maior impacto na redução da temperatura da superfície do pavimento (MALLICK; CHEN; BHOWMICK, 2012).

Quadro 1: Principais estudos experimentais e numéricos referentes a coletores solares

Referência	Tipo de Estudo	Geometria (comp x larg x esp (m))	Material Tubos	Fluido	Diâmetro dos tubos (mm)	Espaçamento dos tubos	Profundidade dos tubos (mm)	Arranjo dos tubos	Vazão do fluido
LOOMANS et al., 2003	NUM	16,4 m ²	N/A	água	N/A	150 mm	135mm	Tub 2	N/A
MALLICK, 2008	LAB 2 e NUM	1,8 x 0,9 x 0,125	cobre	água	25	600mm	38	Tub 1	1, 2, 3 e 4l/min
GAO et al., 2010	LAB 2	1,2x0,6x0,078	cobre	água	16	90mm, 120mm e 150mm	25	Tub 2	70l/h, 80l/h e 100l/h
SHAOPENG, 2011	LAB 1	0,3x0,3x15	cobre	água	15	100mm	67,5	Tub 2	0 a 120 l/h
MALLICK et al., 2012	LAB 2 e NUM	1,8 x 0,9 x 0,125	cobre	água	6,4, 12,5, 19 e 25 mm	600mm	38	Tub 1	1, 2, 3 e 4l/min
LI et al., 2015	LAB 3	4x4x0,7	plástico	água	N/A	250mm	60	Tub 2	N/A
ZHOU et al., 2015	LAB 3	12 x 8	PE-RT	água	20	200 mm	80	Tub 2	variável
VUYE et al., 2016	NUM e LAB 3	1,8 x 0,9 x 0,125	cobre	água	6,4, 12,5, 19 e 25 mm	600mm	38	Tub 1	1, 2, 3 e 4l/min
CHIARELLI et al., 2017	LAB 1 e NUM	1 x 0,18 x 0,05	concreto e cobre	ar	Variável	Variável	37,5	Tub 1	variável
ALONSO-ESTÉBANEZ et al., 2017	LAB 1 e NUM	0,42x0,13x0,6	cobre tipo U	água	16	tubo único	25	Tub 1	1,0, 1,5 e 2,0 l/min
SAAD et al., 2019	LAB 1	1x1x0,1	alumínio	ar	9	8mm	50	Tub 1	variável

LAB 1: Laboratorial experimental controlado em pequena escala NUM: Simulação numérica

LAB 2: Laboratorial experimental real pequena escala

LAB 3: Laboratorial experimental real grande escala

Tub 1: Tubo Reto

Tub 2: Tubo Serpentina

N/A: não informado

A maioria dos resultados e simulações de ASC tanto numérica quanto experimentais, levam em consideração, condições laboratoriais perfeitas. Devido a isto, LI et al. (2015) desenvolveram um estudo, considerando um modelo tridimensional instável, ou seja, submetido a condições normais de temperatura, irradiação solar, vento, entre outros fatores ambientais. Testando uma placa asfáltica de 4m x 4m, constatou que a uma temperatura ambiente de 34°C e 25°C, com água, a temperatura inicial de 18°C no início do sistema, como fluido coletor, para as duas simulações, ao percorrer a placa, a água, apresentou um aumento de temperatura de 12,9°C e 8,5°C, respectivamente para as temperaturas ambiente.

Comparando as principais variáveis que impactam no ASC, Alonso-Estébanez et al. (2017) definiu, após análise numérica e experimental que 74% do desempenho térmico dos coletores solares está relacionado a radiação solar que atinge a superfície, a vazão e o diâmetro dos tubos de troca de calor. Já Saad et al. (2019), complementa, afirmando que temperatura do ar ambiente e a velocidade do vento têm um efeito significativo no desempenho do coletor solar de asfalto. Sendo estas informações validadas, pois outros pesquisadores também utilizam estas variáveis como possíveis influenciadoras em seus estudos sobre o tema (LI et al., 2015; MALLICK; CHEN; BHOWMICK, 2012; SHAOPENG; MINGYU; JIZHE, 2011).

Todas as análises anteriores, levam em conta a circulação de água como fluido coletor, no entanto outros fluidos podem ser utilizados pelo sistema para remover a temperatura resultante da incidência solar no pavimento. A utilização de sistemas que operam com o ar atmosférico, como fluido de operação, vem mostrando uma nova perspectiva para os coletores solares. Estes sistemas, ao invés de coletar o fluido em tanques e posterior reaproveitamento, utilizam-se de chaminés que auxiliam no aumento da velocidade de ar na saída do sistema. Ao comparar chaminés de 4 e 9m de altura, obteve-se uma eficiência de 11,7% e 15%, respectivamente, de aumento de velocidade do ar, o que pode ser utilizado, como uma forma de acionamento de hélices, gerando energia elétrica (SAAD et al., 2019). Este sistema também se mostrou eficiente quanto a redução de temperatura do pavimento. Contudo ainda é pequeno, em termos energéticos, a eficiência do sistema para uma possível aplicação real (CHIARELLI et al., 2017).

4. Conclusão

Conclui-se a partir desta revisão que diferentes formas de montagem do sistema ASC podem ser elaboradas, visando o melhor aproveitamento para diferentes situações. Diferentes incrementos de vazão podem significar maior ou menor coleta de energia, bem como quanto maior a área do coletor maior pode ser sua eficiência, devido as reduções de interferências externas. Sistemas utilizando o ar como fluido de coleta são promissores, no entanto necessitam de mais estudos para que se entenda a dinâmica deste processo em maiores escalas. Conclui-se assim que a utilização do Coletor Solar Asfáltico em protótipos de maior escala apresenta um bom potencial para o aproveitamento da energia solar, contudo uma aplicação para a energia térmica extraída, a partir da circulação de água ainda necessita ser estudada, principalmente no que se refere a aplicação em residências e prédios.

5. Referências

AGENCIA NACIONAL DE ENRGIA ELETRICA – ANEEL. **Atlas de Energia Elétrica do Brasil**. 2 ed. Brasília: ANEEL, 2005. Disponível em: < <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/download.htm>>. Acesso em: 21 jun. 2019

ALONSO-ESTÉBANEZ, A. et al. 3D numerical modelling and experimental validation of an asphalt solar collector. **Applied Thermal Engineering**, v. 126, p. 678–688, 2017.

CHIARELLI, A. et al. Construction and configuration of convection-powered asphalt solar collectors for the reduction of urban temperatures. **International Journal of Thermal Sciences**, v. 112, p. 242, 2017.

GAO, Q. et al. Experimental study of slab solar collection on the hydronic system of road. **Solar Energy**, v. 84, n. 12, p. 2096–2102, 2010.

LI, B. et al. Investigation of heat-collecting properties of asphalt pavement as solar collector by a three-dimensional unsteady model. **Materials Research Innovations**, v. 19, n. sup1, p. S1-172-S1-176, 2015.

LOOMANS, M. et al. Design Tool for the Thermal Energy Potential of Asphalt Pavements. **Eighth International IBPSA Conference**, p. 745–752, 2003.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

MALLICK, R. B. Capturing Solar Energy from Asphalt Pavements. **International society of asphalt pavements**, p. 1–12, 2008.

MALLICK, R. B.; CHEN, B. L.; BHOWMICK, S. Harvesting heat energy from asphalt pavements: development of and comparison between numerical models and experiment. **International Journal of Sustainable Engineering**, v. 5, n. 2, p. 159–169, 2012.

MOREIRA et al. **Energias renováveis, geração distribuída e eficiência energética**. 1 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2018.

PASCUAL-MUÑOZ, P. et al. Thermal and hydraulic analysis of multilayered asphalt pavements as active solar collectors. **Applied Energy**, v. 111, p. 324–332, 2013.

SAAD, H. E. et al. The effect of the environmental parameters on the performance of asphalt solar collector. **Ain Shams Engineering Journal**, n. xxxx, 2019.

SHAOPENG, W.; MINGYU, C.; JIZHE, Z. Laboratory investigation into thermal response of asphalt pavements as solar collector by application of small-scale slabs. **Applied Thermal Engineering**, v. 31, n. 10, p. 1582–1587, 2011.

VUYE, C. et al. Analysis of a heat exchanging asphalt layer using a finite element approach. **6th Eurasphalt & Eurobitume Congress**, n. June, 2016.

ZHOU, Z. et al. Effectiveness of pavement-solar energy system - An experimental study. **Applied Energy**, v. 138, p. 1–10, 2015.

**GESTÃO E
GERENCIAMENTO
AMBIENTAL**

USO DE UM MODELO DE RESPOSTA HIDROLÓGICA PARA UMA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA: ANÁLISE PRELIMINAR

**João Francisco Valentini¹; Taison Anderson Bortolin²; Ludmilson Abritta Mendes³; Vania
Elisabete Schneider⁴; Pedro Antonio Roehe Reginato⁵**

¹ Graduado em Engenharia Civil – Instituto de Saneamento Ambiental - Universidade de Caxias do Sul, Rua Francisco Getúlio Vargas 1130 – 95070-560 – Caxias do Sul, RS (jfvale@ucs.br)

² Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul (UCS). Mestre e Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Universidade de Caxias do Sul, Rua Francisco Getúlio Vargas 1130 – 95070-560 – Caxias do Sul, RS

³ Possui graduação, mestrado e doutorado em Engenharia Civil pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (EP-USP) - Av. Mal. Rondon, S/N - Jardim Rosa Elze - São Cristóvão - SE – CEP: 49100-000

⁴ Graduada em Licenciatura Plena e Bacharelado em Biologia pela Universidade de Caxias do Sul (UCS); Mestre em Engenharia Civil - Área de Concentração - Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP); Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). - Universidade de Caxias do Sul, Rua Francisco Getúlio Vargas 1130 – 95070-560 – Caxias do Sul, RS

⁵ Graduado em Geologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), mestrado em Geociências pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) e doutorado em Engenharia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). - Av. Bento Gonçalves, 9500 – Agronomia - Porto Alegre - RS – 91501-

1. Introdução

A modelagem do comportamento de um corpo hídrico frente a episódios de chuvas e estiagens é de suma importância para diversos aspectos que influenciam diretamente a vida cotidiana de uma sociedade, como as previsões de cheias, disponibilidade de recursos hídricos para o abastecimento das cidades, geração de energia e irrigação de áreas agrícolas (Coskun et al., 2010; Perrin, 2012; Fleming et al., 2015; Kim et al., 2016).

O Modelo de Grandes Bacias (MGB) desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) já é amplamente utilizado na modelagem de bacias hidrográficas de grandes extensões com resultados satisfatórios tanto para bacias em regiões de solos argilosos com chuvas bem distribuídas (Allasia et al., 2006; Collischonn et al., 2007), como para bacias de solos arenosos com grandes períodos de seca (Getirana et al., 2010; Pontes, 2017; Fleischmann, 2018). O modelo foi justamente desenvolvido para tais bacias como afirma Collischonn et al. (2007), mas também pode ser aplicado em bacias menores, ainda que careça de estudos que comprovem efetivamente sua eficiência.

Diferentes tipos de bacias hidrográficas apresentam características distintas quanto à geração de escoamento. São muitos os fatores que influenciam nesse comportamento, desde as características físicas do solo até o uso e ocupação do solo, forma e declividade da bacia (Tucci, 1998).

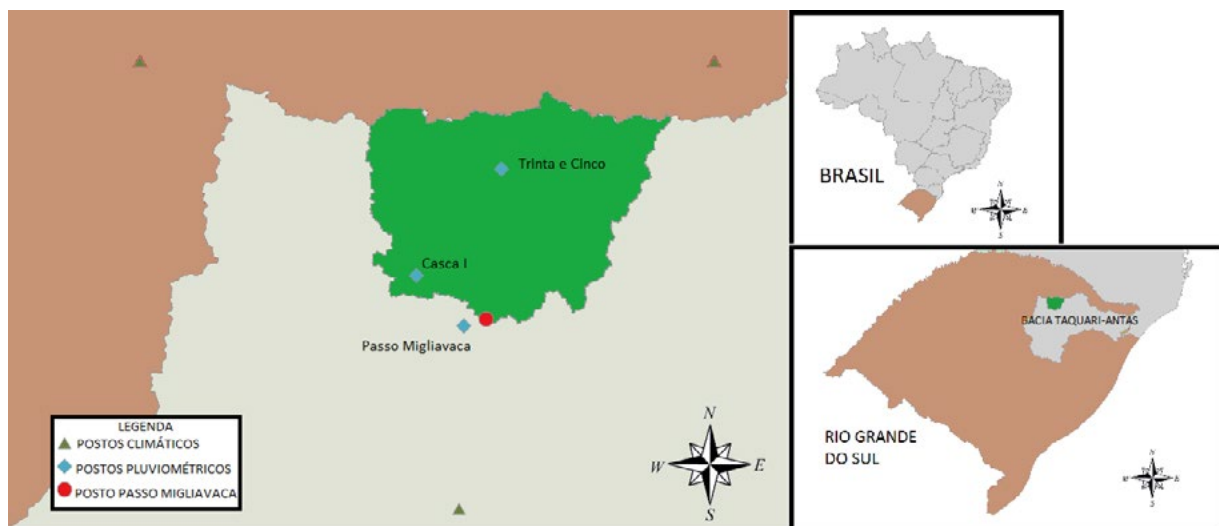
O presente trabalho tem como objetivo avaliar a aplicação de um modelo de resposta hidrológica utilizando o plugin MGB-IPH para o software MapWindow em uma bacia hidrográfica a partir de definições de parâmetros fixos e calibráveis de uso do solo e tipos de solo, bem como dados de precipitação e vazão. Este trabalho apresenta os resultados até agora obtidos de um estudo mais amplo, que envolve a análise do comportamento das séries hidrológicas da região de estudo e a aplicação do modelo de resposta hidrológica para extensão das séries de vazão, de forma a fornecer

subsídios para futuros projetos hidráulico-hidrológicos e para medidas de gestão de recursos hídricos na região.

2. Materiais e métodos

O presente estudo tem como base a bacia hidrográfica do Rio Carreiro (figura 1), mais precisamente até o ponto do posto fluviométrico Passo Migliavaca (S 28° 37' 8.04", W 51° 51' 20.88"), cuja área de drenagem é de 1330 km². A região é caracterizada por solos argilosos rasos sobre substrato basáltico impermeável cujo regime de chuvas é bastante constante, demonstrando pouca sazonalidade. A ocupação da área é basicamente agrícola com algumas regiões de florestas e nenhuma área de campos nativos.

Figura 1 - Localização da bacia, dos postos pluviométricos, dos postos climáticos e do posto fluviométrico



Para a modelagem da bacia, utilizou-se o Modelo de Grandes Bacias do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (MGB-IPH) (COLLISCHONN, 2007) e tal modelo exige que uma série de parâmetros seja inserida para que as simulações possam ser realizadas. A primeira delas é a inserção de um Modelo Digital de Elevação (MDE) onde neste trabalho foram utilizadas imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) com resolução de 90.

Em seguida, a área de drenagem é subdividida em células quadradas que contém informações tanto de parâmetros de uso quanto de tipos de solo Collischonn et al. (2007) que são classificadas a partir da metodologia de unidade de resposta agrupada, ou GRU (*grouped response unit*), definida por Kouwen et. al (1993). O uso do solo foi definido a partir de análise visual de imagens Landsat8 obtidas através da Divisão de Geração de Imagens do Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE). Já a caracterização do solo foi feita com base nos dados da Embrapa (2006) e Streck (2008), a fim de permitir a identificação das características e propriedades dos solos.

Para a compilação dos dados de chuva foram utilizados somente os postos dentro da bacia e um posto nas adjacências (tabela 1) e que possuíam dados disponíveis para os períodos de calibração e validação.

Tabela 1 - Postos Pluviométricos

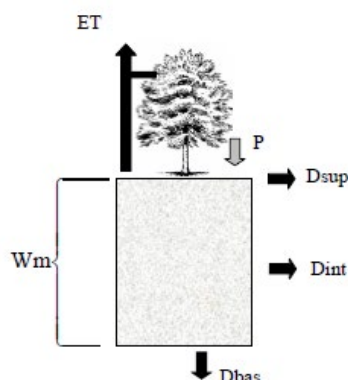
Código	Nome	Latitude	Longitude
2851005	Casaca I	-28,55°	-51,97°
2851022	Passo Migliavaca	-28,62°	-51,87°
2851028	Trinta e Cinco	-28,38°	-51,83°

Os dados climatológicos com as médias de temperaturas diárias para o cálculo da evapotranspiração utilizados foram adquiridos através própria interface do MGB-IPH. Estes dados são oriundos de estações climatológicas do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia) as quais foram selecionadas por proximidade à área de estudo (figura 1).

Inseridos todos os dados, o modelo calcula o balanço da água contida no solo (W_m). Esse processo se dá analisando individualmente cada célula levando em conta as GRUs contidas na mesma (figura 2). A evapotranspiração (ET) é calculada através da equação de Penman-Monteith podendo ocorrer tanto da água interceptada quanto do solo através da vegetação.

A determinação dos escoamentos (D_{sup} , D_{int} e D_{bas}) leva em consideração o volume acumulado em cada célula e parâmetros de tempo de resposta. Por fim, para a definição do escoamento na rede de drenagem utiliza-se o método Muskingum-Cunge.

Figura 2 - Balanço da água no solo

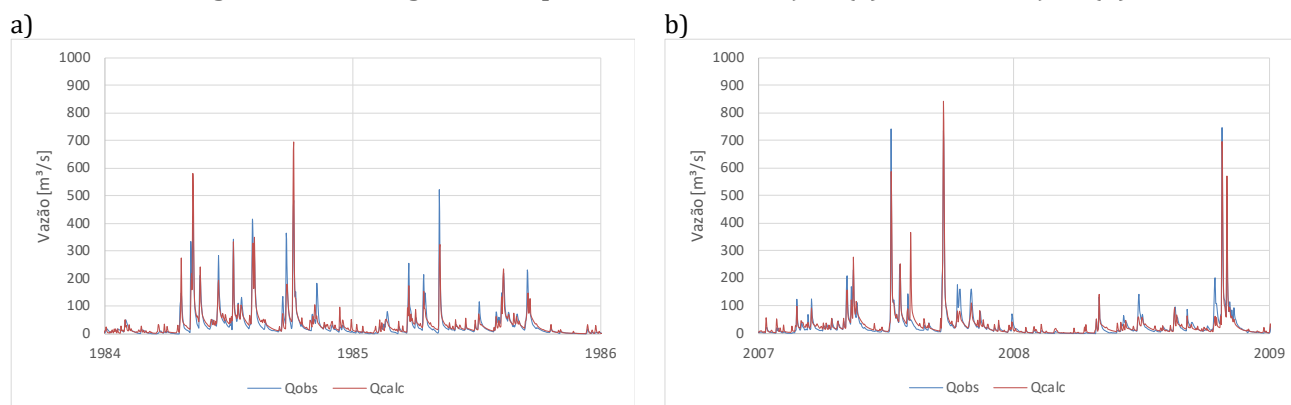


A calibração do modelo foi feita com um período de tempo de 1980 a 1987 devido à disponibilidade de dados tanto de vazão quanto de precipitação e para a validação foi utilizado um período de tempo mais recente, de 2005 a 2012. Os parâmetros indicadores da efetividade da calibração observados foram as funções do próprio modelo: Nash-Sutcliffe (NS), Nash-Sutcliffe logaritimizado (NSlog), e o erro relativo entre as vazões observadas e calculadas (EV).

3. Resultados e discussão

Os hidrogramas com as vazões calculadas se assemelham com os hidrogramas das vazões observadas (figura 3). Os parâmetros indicadores da eficiência dos dados calculados com os observados (tabela 2) corroboram essa informação, estando esses em conformidade com os parâmetros encontrados em outros estudos Collischon et al. (2007).

Figura 3 – Hidrograma do período de calibração (a) e de validação (b)



Observa-se alguma discrepância entre os dados observados e calculados em pontos de picos de vazão, sendo que as vazões calculadas foram predominantemente maiores nestes casos. Outra diferença observada nos hidrogramas é que as chuvas provocam pequenos picos mais acentuados na vazão calculada do que na observada. Isso pode ser decorrência de que o modelo não foi desenvolvido para bacias pequenas.

Quanto às funções que avaliam as diferenças entre as vazões calculadas e observadas, nota-se que o parâmetro NS obteve uma melhora do período de calibração para o período de validação. Já o NSlog obteve uma significativa redução. Isso se dá porque o fator NSlog avalia basicamente as vazões em períodos de seca, e no período de validação houve uma maior discrepância nestes períodos. O erro relativo que no período de calibração mostrou que houve uma subestimação da vazão calculada de em torno de 11%, no período de validação foi pouco acima de 1% praticamente nulo, demonstrando que o volume total calculado foi muito próximo ao observado.

Tabela 2 - Funções estatísticas da eficiência da calibração

Função	1980-1987	2005-2012
NS	0,783	0,815
NSlog	0,751	0,701
EV (%)	-11,059	1,339

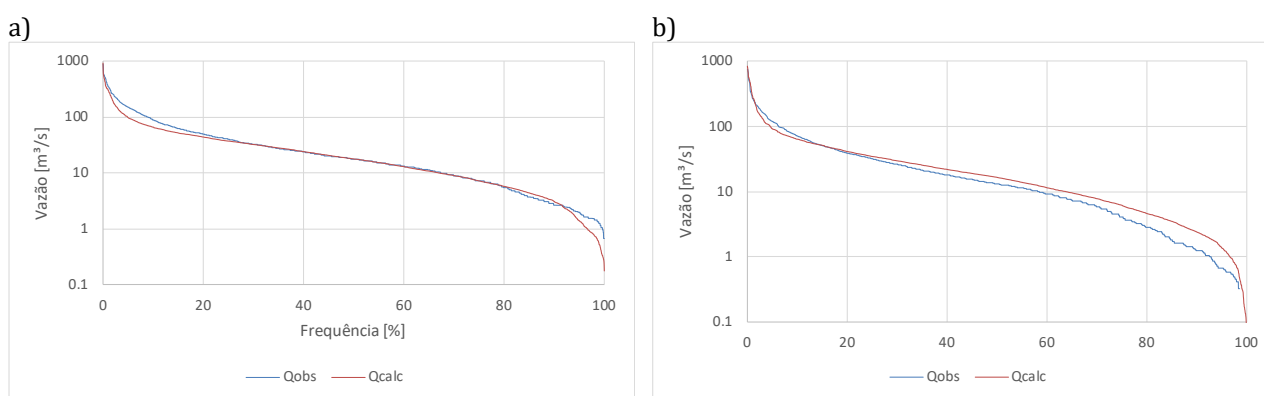
As curvas de permanência (figura 4) demonstram uma proximidade muito grande entre os dados calculados e observados para as frequências entre 20 e 90% do tempo no período de calibração. Nos períodos de cheias observou-se uma leve subestimação da vazão calculada tanto para o período de calibração quanto para o período de validação. A divergência nas curvas nas frequências maiores no período de validação corrobora a queda do valor de NSlog de um período para o outro, uma vez que se trata das vazões menores.

Nas frequências maiores, a partir de 98%, observa-se em ambos os casos uma subestimação da vazão.

A superestimação das vazões é maior no período de 2005-2012, notadamente a partir de frequências superiores a 70%. O comportamento da curva nessa área está diretamente relacionado às vazões de base, demonstrando que o modelo utilizado no presente trabalho não obteve uma boa aproximação na estimativa dessas vazões para o período de validação. Essa superestimação pode ser

devida a diferentes fatores, dentre os quais um possível aumento nas captações para atendimento de usos consuntivos na bacia ao logo dos 18 anos que separam os períodos de calibração e de validação. É significativa a diferença entre os valores da Q95 observada nesses períodos ($2 \text{ m}^3/\text{s}$ na calibração e $0,82 \text{ m}^3/\text{s}$ na validação), bem como a vazão média observada ($38,46 \text{ m}^3/\text{s}$ na calibração e $31,46 \text{ m}^3/\text{s}$ na validação). Essa redução das vazões pode estar relacionada também à diminuição da precipitação na bacia. Assim, ainda são necessárias análises da estacionariedade e da homogeneidade das séries de precipitações e de vazão na bacia. Todavia, a discrepância observada notadamente no trecho da curva de permanência acima de 98% não invalida o uso do modelo chuva-vazão na maior parte das aplicações, pois a faixa da curva de permanência mais utilizada vai de 50% a 95% (TUCCI, 1998).

Figura 4 – Curva de permanência para os períodos de calibração (a) e validação (b).



4. Conclusão

As GRUs definidas a partir de informações de tipo de solo e uso e ocupação do mesmo puderam ser exploradas de forma mais detalhada por se tratar de uma bacia de dimensões pequenas. Tipos de solos que em outros estudos foram tratados como uma mesma GRU, neste puderam ser separadas e detalhadas individualmente. Apesar de demandarem um tempo maior para calibrar, os resultados se apresentaram mais precisos com essa abordagem.

O modelo MGB-IPH, apesar de ter sido desenvolvido para bacias grandes, apresentou resultados satisfatórios para a bacia do presente estudo. Uma das dificuldades para bacias pequenas é encontrar postos com dados pluviométricos completos e concomitantes. Outro problema com bacias desse porte é que, por apresentarem baixo amortecimento dos escoamentos, tendem a ser mais suscetíveis a alterações na série de vazões, inclusive por ação antrópica, o que pode dificultar a obtenção de períodos adequados para calibração e posterior validação dos parâmetros.

Pelo fato de que o programa MGB-IPH possibilita a aquisição de dados de chuva por outras fontes, abre a possibilidade de estudos futuros comparando a eficiência destes diferentes métodos. Outro estudo futuro possível é aplicar o modelo em outras bacias consideradas pequenas.

5. Referências

ALLASIA, D. G.; DA SILVA, B. C.; COLLISCHONN, W.; TUCCI, C. E. M. Large basin Simulation experience in South America. Anais do Simpósio Seventh IAHS Scientific Assembly, n. 1, pp. 360 – 370, 2005.

COLLISCHONN, W.; ALLASIA, D.; DA SILVA, B. C. The MGB-IPH model for large-scale rainfall-runoff modelling. *Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques*, v. 52, n. 5, pp. 878 – 895, 2007.

COSKUN, H. G.; ALGANCI U.; ERIS E.; AGIRALIOGLU, N.; CIGIZOGLU, H. K.; YILMAZ, L.; TOPRAK Z. F. Remote Sensing and GIS Innovation with Hydrologic Modelling for Hydroelectric Power Plant (HPP) in Poorly Gauged Basins. *Water Resources Management*, v. 24, pp. 3757 – 3772, 2010.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos. SANTOS, H. G. et al. (Ed.). 2 ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006.

FLEISCHMANN, A.; SIQUEIRA, V.; PARIS, A.; COLLISCHONN, W.; PAIVA, R.; PONTES, P.; CRÉTAUX, J. F.; BERGÉ-NGUYEN, M.; BIANCAMARIA, S.; GOSSET, M.; CALMANT, S.; TANIMOUN, B. Modelling hydrologic and hydrodynamic processes in basins with large semi-arid wetlands. *Journal of Hydrology*, v. 561, pp. 943–959, 2018.

FLEMING, S. W.; BOURDIN, D. R.; CAMPBELL, D.; STULL, R. B.; GARDNER T. Development and operational testing of a super-ensemble artificial intelligence flood-forecast model for a Pacific Northwest river. *Journal of the American water resources association*, v. 51, n. 2, pp. 502 – 512, 2015.

GETIRANA, A. C. V.; BONNET, M.-P.; ROTUNNO FILHO, O. C.; COLLISCHONN, W.; GUYOT, J.-L.; SEYLER E.; MANSUR, W. J. Hydrological modelling and water balance of the Negro River basin: evaluation based on in situ and spatial altimetry data. *Hydrological Processes*, v. 24, pp. 3219 – 3236, 2010.

KIM, S. H.; HEJAZIL, M.; LIU, L.; CALVIN, K.; CLARKE, L.; EDMONDS, J.; KYLE, P. PATEL, P.; WISEL, M.; DAVIES, E. Balancing global water availability and use at basin scale in an integrated assessment model. *Climatic Change*, v. 136, pp. 2017-231, 2016.

KOUWEN, N.; SOULIS, E. D.; PIETRONIRO, A.; DONALD, J.; HARRINGTON, R. A. Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *J. Water Resour. Plann. Manage*, v. 119, n. 3, 289–305, 1993.

PERRIN, J.; FERRANT, S.; MASSUEL, S.; DEWANDEL, B.; MARÉCHAL, J. C.; AULONG, S.; AHMEDE, S. Assessing water availability in a semi-arid watershed of southern India using a semi-distributed model. *Journal of Hydrology*, v. 460, n. 461, pp. 143 – 155, 2012.

STRECK, E. V.; KAMPF, N.; DALMOLIN, R. S. D. et al. Solos do Rio Grande do Sul. 2 ed. EMATER/RS Porto Alegre, 222 p., 2008.

TUCCI, C. E. M. Modelos hidrológicos. Editora da UFRGS Porto Alegre- RS, 678 p., 1998.

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE CARGA FÍSICA, SOCIAL E AMBIENTAL PARA O MUNICÍPIO DE BOMBINHAS (SC)

Paulo Henrique Antunes Pittarello¹, Marcus Polette²

¹Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária, laboratório de Gestão e Conservação Costeira, UNIVALI. E-mail: paulo.pittarello@hotmail.com

²Doutor em Ecologia e Recursos Naturais, Escola do Mar, Ciência e Tecnologia Ambiental, Laboratório de Gestão e Conservação Costeira, UNIVALI.

1. Introdução

O município de Bombinhas está localizado no litoral centro-norte do estado de Santa Catarina e se caracteriza como um dos principais destinos turísticos do segmento sol e praia do sul do Brasil. Todos os anos, entre o período do Natal e da Páscoa, milhares de turistas buscam em Bombinhas suas praias, água do mar de qualidade, belezas paisagísticas, e as florestas de Mata Atlântica que cercam este município quase insular. Decorrente deste intenso fenômeno turístico sazonal (veraneio), o município recebe inúmeros impactos de ordem ambiental, social e econômica, havendo assim a ocorrência de conflitos e problemas para a população, bem como para os ambientes natural e urbano.

De acordo com Pires (2005) o conceito de capacidade de carga aplicado na esfera do turismo, pode ser entendido como a capacidade que um ambiente possui de receber um afluxo de pessoas (turistas, segundos-residentes e excursionistas) sem perder as suas características habituais ou ter ameaçada sua integridade. É importante salientar também que um ambiente que possui sua capacidade de carga respeitada, não trará prejuízo à satisfação da experiência vivenciada pelos visitantes.

A avaliação de capacidade carga física, social e ambiental, para os municípios litorâneos brasileiros, é elemento fundamental no processo de gestão a fim de compreender sua estrutura e funcionamento ao longo do ano. Nos municípios que possuem vocação para o turismo de sol e praia, como é o caso de Bombinhas, entender a capacidade de carga em seus diversos aspectos é fator preponderante, pois o impacto gerado pelo fluxo turístico e as demandas estruturais que este exige, causam um grande desafio no processo do gerenciamento costeiro e no cumprimento de objetivos de desenvolvimento sustentável. O presente trabalho tem como objetivo avaliar alguns elementos da capacidade de carga física, social e ambiental de Bombinhas, tendo como base os anos de 2015 a 2019.

2. Materiais e métodos

A fim de cumprir com os objetivos, durante quatro anos foram levantados dados de natureza ambiental, física e social do município de Bombinhas, os quais foram transformados em indicadores. No que cabe a capacidade de carga ambiental foram analisadas uma série histórica de 23 anos (entre 1996 e 2018) quanto a balneabilidade das principais praias do município segundo os dados do IMA-SC. Foram ainda avaliados os dados mensais de coleta de lixo e consumo de água.

No que se refere a capacidade de carga física, foram avaliados o tamanho das praias, número de leitos e de meios de hospedagem, o consumo de energia elétrica, e a série histórica da evolução da frota veicular do município. Foi também registrado durante o ano de 2015 o tráfego de entrada e saída de veículos do município, por meio de uma câmera instalada na entrada da cidade.

Em relação a capacidade de carga social, foi realizado uma série de questionários semiabertos os quais foram aplicados a turistas, moradores, e segundos residentes de Bombinhas, considerando onze das principais praias do município. Anualmente os questionários são aplicados, e a presente análise avalia as entrevistas realizadas no período do veraneio de 2018-2019, onde foi possível estabelecer as principais tendências, posicionamentos, e expectativas dos usuários. Estes dados foram fundamentais para que seja possível avaliar o estado atual da capacidade de carga de Bombinhas, bem como suas complexas relações.

3. Resultados e discussão

As análises realizadas levaram em conta dois momentos distintos no município de Bombinhas: o período sem atividade turística significativa (segunda semana de abril a dezembro) e com atividade turística significativa (dezembro até a segunda semana de abril). Os resultados dos indicadores são avaliados a partir de uma visão de Bombinhas em funcionamento como um sistema com entradas, processos e saídas (Figura 1):

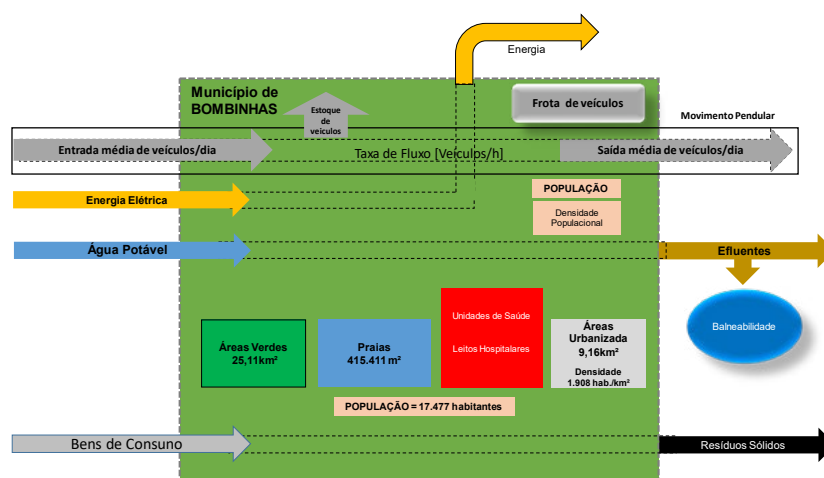


Figura 1: Sistema Bombinhas: entradas, processos e saídas-2015. Fonte: Polette (2019).

Segundo o levantamento realizado, no que se refere a **capacidade de carga física**, foram avaliadas as áreas de 12 praias no município de Bombinhas, especialmente as mais visitadas, sendo que no total possuem 415.411m^2 . Em uma análise de conforto, considerando a população atual do município, isto representa $21,64\text{m}^2$ de praia por habitante (Polette, 2019).

Com a avaliação do movimento de veículos, foi possível avaliar que Bombinhas possui três momentos distintos ao longo do ano (Figura 2): o período de veraneio, o pós-veraneio e inverno. O veraneio apresenta-se como o período com maior número de veículos de turistas e excursionistas, tendo como base os dias de 27 de dezembro a 22 de fevereiro (verão), sendo que esta data limite geralmente está relacionada ao término do período de carnaval. O movimento de pós-veraneio apresenta-se com uma considerável diminuição no trânsito de veículos, e ocorre no período final do veraneio até aproximadamente o dia 24 de maio (outono), sendo caracterizado principalmente pelo

trânsito de final de semana dos segundos-residentes. O movimento de inverno consiste basicamente no tráfego de moradores e compreende o final do pós-veraneio, até o início da próxima temporada de veraneio, ou seja, de maio a dezembro.

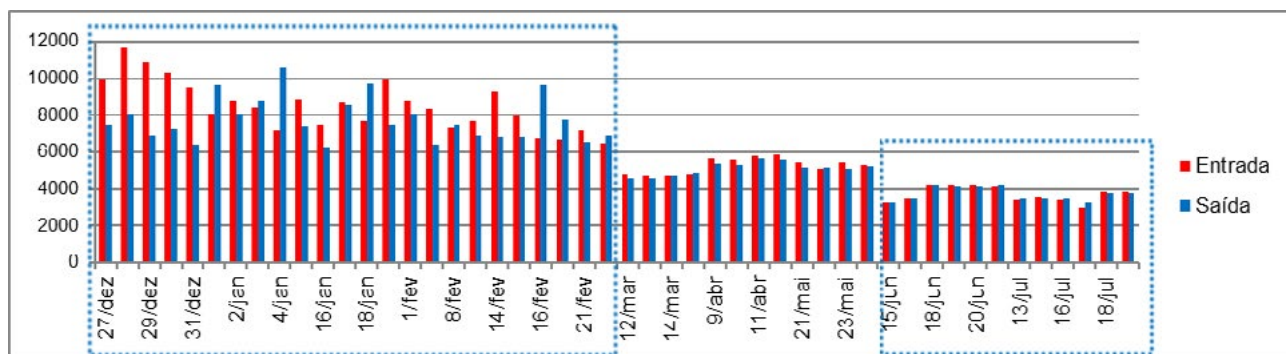


Figura 2: Entradas e saídas de veículos no município de Bombinhas durante o período de dezembro de 2015 a julho de 2015.

Ainda avaliando a **capacidade de carga física**, em relação a consumo de energia elétrica, Bombinhas apresentou um incremento de 13,02% na comparação entre os anos de 2015 e 2018, onde o consumo foi de 60.739.884kWh e 68.645.510kWh respectivamente, o que significa uma média de crescimento no consumo de energia elétrica de 4,34% ao ano. Em relação a variação entre verão e inverno, a média mensal de consumo de energia elétrica nos meses de junho, julho e agosto, entre os anos de 2015 e 2018, é de 3.507.444kWh, enquanto a média mensal para os meses de janeiro, fevereiro e março no mesmo período, é de 9.460.805kWh, temos desta forma que no período do verão é consumido 2,7 vezes mais energia elétrica. A respeito do número de leitos hoteleiros, em 2015 estavam registrados 10.000 leitos em 145 meios de hospedagem. Em 2018 o número de leitos passou para 12.000, um incremento de 20% em apenas três anos, que são divididos em 177 meios de hospedagem.

A respeito da **capacidade carga social**, obtivemos como resultados da aplicação de questionários com usuários das praias de Bombinhas no veraneio de 2018–2019, que 50% possuem graduação em ensino superior ou pós-graduação, 62% dos entrevistados possuíam entre 25 a 45 anos de idade, e 60% possuíam renda de três a dez salários mínimos. 79% dos usuários escolheram Bombinhas como destino turístico motivados por suas praias e água do mar. Em relação a cobrança da TPA do município, 60% afirmaram ser favoráveis a cobrança, porém 63% acreditam que o valor cobrado não é justo. Entre os usuários entrevistados, 91% vieram até o município de carro, sendo que dentro do mesmo havia em média 3,47 pessoas. Em relação a percepção do usuário quanto ao esgotamento sanitário da cidade, 50% consideraram o serviço péssimo, ruim ou regular.

Fica assim evidente que os frequentadores de Bombinhas buscam a cidade pelas suas belezas naturais, no entanto, parte destes já percebem que vários elementos de capacidade de carga têm sido ultrapassados, e consideram que há falta de investimento na gestão de recursos naturais, como nos rios e ribeirões (desconsiderando os que não souberam responder, 59% classificou a qualidade dos rios como ruim ou péssima, 33% regular e apenas 8% como bom). Os resultados indicam ainda que 59% dos usuários consideram que o esgotamento sanitário deve ser a prioridade de investimento em relação aos recursos da TPA, logo fica evidente que Bombinhas pode estar colocando em risco o seu maior patrimônio: a sua qualidade ambiental e paisagem – que é o grande potencial econômico do município.

No que se refere a **capacidade de carga ambiental**, desde 2015 o município vem aumentando continuamente sua produção de resíduos sólidos. No ano de 2015, foram gerados 11.982,58 toneladas de resíduos, enquanto o ano de 2018 apresentou um resultado de 15.057,72 toneladas de resíduos sólidos. O pico de produção ocorre no período de veraneio (Figura 3), quando há mais pessoas em Bombinhas. Analisando os anos de 2015 a 2018, confirma-se que o consumo mensal em média de resíduos sólidos, nos meses de janeiro, fevereiro e março (verão) em Bombinhas é 2,93 vezes maior do que o consumido nos meses de junho, julho e agosto.



Figura 3: Série histórica da quantidade de resíduos sólidos gerados em Bombinhas/mês

O consumo de água pode ser considerado um indicador ainda com resultados insuficientes para formar uma série histórica, entretanto apresenta a tendência de pico de consumo no período de veraneio (época na qual recorrentemente ocorre falta de abastecimento de água aos moradores) aumentando o consumo da população em mais de duas vezes. Bombinhas apresenta ainda um decaimento na qualidade da água de suas praias (Figura 4), de acordo com relatórios de balneabilidade do IMA-SC. Em 1996, ano em que começaram as análises no município, 100% das amostras apresentaram-se em condições próprias de balneabilidade, já no ano 2017, 38% dos resultados mostraram-se impróprios, demonstrando uma tendência de piora na qualidade das praias, especialmente no período do veraneio. Masson e Polette (2017), afirmam que o avanço das condições impróprias de balneabilidade das praias de Bombinhas, possui relação com um maior número de concessão de alvarás para construção, o que demonstra que lugares mais urbanizados tendem a afetar negativamente as condições de balneabilidade.

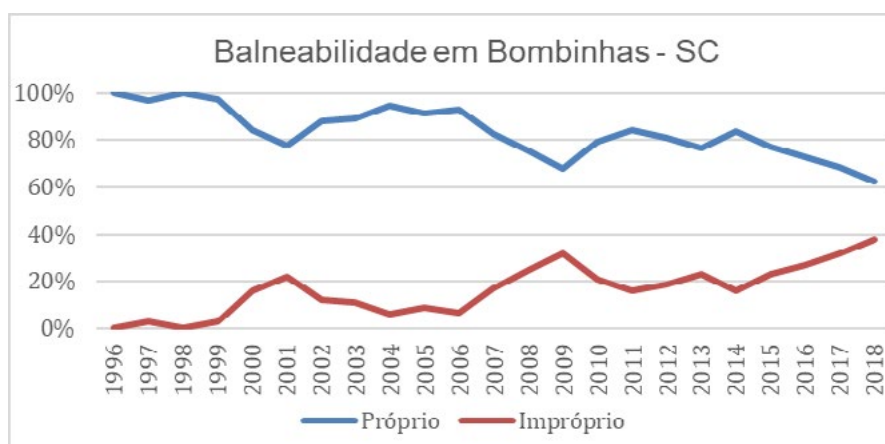


Figura 4: Série histórica da balneabilidade das praias de Bombinhas - SC

4. Conclusão

Considerando as praias de Bombinhas, apenas sua população fixa possui um conforto ótimo, no entanto o município de Bombinhas tem recebido durante o período de veraneio um número maior de usuários, especialmente vindos de carro, que elevam a população em até 109.843 habitantes, o que diminui a capacidade de carga física das praias para $3,78\text{m}^2/\text{usuário}$. Em relação aos dados obtidos através de questionários com os usuários das praias, a fim de avaliar a capacidade de carga social, os resultados demonstram que este método é um importante instrumento para avaliar não apenas a percepção dos usuários em relação ao município nos meses de veraneio, mas que também possui serventia ao alertar para que os atuais e futuros tomadores de decisões priorizem os temas que venham de encontro com os anseios da sociedade.

A balneabilidade tem sido o indicador mais importante no que se refere as alterações sazonais que ocorrem em Bombinhas, fator importante para avaliar o in put e out put que ocorre no município considerando este como um sistema ambiental. O elevado número de ligações (consumo) de energia nas residências, reforça esta tese, tal fato está sendo agravado pela entrada de milhares de veículos por dia, durante o veraneio. Os dados apresentam um enorme desafio para a garantia de um futuro sustentável em Bombinhas, que deve ser alcançado com políticas públicas que busquem a qualidade de vida e ambiental do município.

5. Referências

PIRES, Paulo dos Santos. “Capacidade de Carga” como paradigma de Gestão dos impactos da Recreação e do Turismo em Áreas Naturais. **Turismo em Análise**, São Paulo, v. 16, p.5-28, maio 2005.

POLETTE, M. 2019. Avaliação da Capacidade de Carga Física, Social, e Ambiental para o Município de Bombinhas. Relatório de Produtividade em Pesquisa – CNPq. 125p.

MASSON, M.C.; POLETTE, M. 2017 Análise Temporal do Uso e Ocupação do Solo, de Energia e de Balneabilidade no Município de Bombinhas – SC. In: III SIMPÓSIO CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL, 3., 2017, Itajaí. Anais. Itajaí: Univali, 2017. p. 37 - 62.

IDENTIFICAÇÃO DE CICATRIZES DE DESLIZAMENTO ATRAVÉS DA SEGMENTAÇÃO SEMÂNTICA DE IMAGENS DE SATÉLITE POR U-NETS

**Lucimara Bragagnolo¹, Lujan Rafael Rezende², Roberto Valmir da Silva³,
José Mario Vicensi Grzybowski⁴**

¹ Engenheira Ambiental e Sanitarista, Rodovia RS 135 km 72, número 200, Caixa Postal 764, CEP 99.700-000, Erechim, RS. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA. lucimarabragagnolo@estudante.uffs.edu.br

² Acadêmico de Engenharia Ambiental e Sanitária, Rodovia RS 135 km 72, número 200, Caixa Postal 764, CEP 99.700-000, Erechim, RS.

^{3,4} Doutor, Rodovia RS 135 km 72, número 200, Caixa Postal 764, CEP 99.700-000, Erechim, RS. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA.

1. Introdução

Uma severa limitação a que está sujeito o estudo de deslizamentos de terra no Brasil é a escassez de bancos de dados e inventários detalhados de deslizamentos de terra, que constituem a matéria-prima para avaliações qualitativas e quantitativas de suscetibilidade. Como forma de superar essa limitação, estudos recentes têm proposto a utilização de técnicas de processamento de imagem para a análise espaço-temporal de imagens de satélite em busca de mudanças bruscas na cobertura do solo, que associadas a fatores geológicos, geomorfológicos e ambientais, podem prover indicativos da ocorrência de um deslizamento. A partir dessa avaliação inicial, procede-se a validação dos indicativos por intermédio de peritos e a composição de bancos de dados e inventários de deslizamentos para uma determinada região. Além das técnicas já consolidadas para a classificação de cobertura do solo por meio de imagens de satélite, têm-se aplicado e desenvolvido métodos de inteligência artificial para reconhecimento de padrões e visão computacional, como *k-means*, redes neurais artificiais (ANN), *Support Vector Machines* (SVM) e Random Forests (RF), que demonstraram eficácia na classificação de imagens obtidas por sensoriamento remoto (ZHANG *et al.*, 2018).

No contexto de processamento de imagens, as redes neurais totalmente convolucionais têm atraído atenção devido aos altos índices de acerto na identificação de objetos. Dentre as diferentes arquiteturas de redes neurais totalmente convolucionais (FCNs), destaca-se a U-Net, proposta por (RONNEBERGER; FISCHER; BROX, 2015), originalmente aplicada para a segmentação de imagens biomédicas. Essa arquitetura concatena mapas de características de diferentes níveis para melhorar a precisão da segmentação. A principal diferença em relação às FCNs convencionais está no maior número de canais de expansão, permitindo que a rede propague informações de contexto para camadas de maior resolução. Por conta disso, o caminho de expansão torna-se simétrico ao caminho de contração, reproduzindo, assim, uma arquitetura em forma de “U” (RONNEBERGER; FISCHER; BROX, 2015).

Neste trabalho, objetivou-se testar a aplicabilidade e eficácia de uma U-Net para segmentação semântica de imagens de satélite, com vistas à identificação de cicatrizes de deslizamento. Para tal, foi produzido um banco de imagens de deslizamentos a partir do banco de dados disponibilizado pela *National Space Administration Agency* (NASA) (KIRSCHBAUM; STANLEY; ZHOU, 2015). Os resultados mostram que a U-Net é capaz de identificar a existência de cicatrizes de deslizamento

em uma imagem de satélite com alto índice de acerto e também prover máscaras de localização e delineamento com exatidão satisfatória.

2. Materiais e métodos

O procedimento metodológico consistiu na aplicação de uma arquitetura de rede neural totalmente convolucional denominada U-Net (RONNEBERGER; FISCHER; BROX, 2015), aplicada, nesse estudo, para a identificação de áreas de deslizamentos a partir de imagens de satélite. De modo geral, a camada de saída desse tipo de rede neural é representada por uma matriz que localiza, espacialmente, o objeto e sua respectiva classificação.

Para a U-Net tornar-se capaz de detectar cicatrizes de deslizamentos, esta deve passar por um processo de treinamento, em que sua arquitetura é ajustada baseando-se em imagens de satélite e suas respectivas máscaras associadas, onde detecta-se a ocorrência dos objetos de interesse, no caso as cicatrizes de deslizamento). Tais máscaras representam a classe de interesse, ou seja, uma matriz de 1s e 0s indicando a localização das regiões deslizadas e não-deslizadas, respectivamente.

Para as etapas que envolvem o treinamento e avaliação da rede neural, utilizou-se cenas oriundas do satélite Landsat-8, englobando a região do Nepal. O país foi escolhido como região de estudo em decorrência da alta prevalência de deslizamentos de terra na região, bem como para facilitar a comparação metodológica com estudos anteriormente realizados na referida área (FAYNE *et al.*, 2019). A localização das cicatrizes deu-se com base nas coordenadas de eventos ocorridos disponibilizadas no banco de dados *Global Landslide Catalog* (KIRSCHBAUM; STANLEY; ZHOU, 2015). A partir disso, sub-imagens, e suas respectivas máscaras, foram geradas com o auxílio do *software* GRASS GIS 7.6.0 de forma a contemplar a delimitação de cada cicatriz. As sub-imagens, de tamanho inferior a 256x256 px, foram representadas pela composição falsa cor, obtida a partir da combinação das bandas espectrais 6-5-4, favorecendo uma melhor visualização das características que representam uma área deslizada. Um total de 36 imagens foram geradas a partir desse processo.

A partir do banco de imagens, a U-Net foi submetida ao processo de treinamento, em que se aplicou um conjunto de 30 imagens para treinamento, e 6 imagens para validação. Somente para o conjunto de treinamento (30 imagens), aplicou-se o método do *data augmentation*, em que novas imagens foram geradas a partir da variação das características originais. Para tanto, as imagens foram rotacionadas, deslocadas em relação à altura, largura e ângulo de cisalhamento, aumentadas (zoom) e invertidas. Ainda, anterior à entrada das imagens no algoritmo de treinamento, essas passaram pelo processo de normalização, em que seus valores foram normalizados para o intervalo [0,1].

Neste estudo, utilizou-se uma arquitetura U-Net implementada em Python a partir da biblioteca Keras. Como otimizador, utilizou-se o algoritmo Adam (KINGMA; BA, 2015), com uma taxa de aprendizado de 10^{-4} . Entropia Cruzada Binária foi empregada como função de perda. Também, com o objetivo de evitar o sobreajuste da rede, aplicou-se o método da parada precoce (*early stopping*), em que os parâmetros da rede são coletados no ponto de ocorrência do mínimo absoluto da curva do erro de validação. Utilizou-se um número máximo de 30 épocas com 100 passos por época.

3. Resultados e discussão

Os parâmetros otimizados pela etapa de treinamento foram coletados na época 29 (ponto de *early stopping*), em que se obteve uma acurácia e um valor da função de perda de 0.9868 e 0.0399, para o conjunto de imagens de treinamento, e de 0.9802 e 0.0500 para o conjunto de validação. De modo geral, quanto menor a perda e maior a acurácia (mais próxima a 1), melhor é considerado o desempenho da rede neural. Um estudo realizado na mesma área, utilizando algoritmos de detecção de mudanças e imagens do satélite Landsat-8 para o mapeamento de áreas deslizadas (FAYNE *et al.*, 2019), alcançou uma acurácia de 83%. Isso demonstra o potencial existente na aplicação de técnicas de aprendizado de máquina para esse tipo de problema.

De forma a avaliar a capacidade de generalização da rede neural, foram aplicadas imagens não utilizadas na etapa de treinamento. Assim, a partir da Figura 1, pode-se observar que as imagens geradas pela U-Net apresentaram um elevado grau de concordância com as cenas *true color* e com as máscaras. Além disso, em certos casos, verificou-se que delimitação realizada pela rede neural é mais suave que o contorno das máscaras gerado manualmente, demonstrando a boa capacidade do modelo neural na tarefa de identificar objetos de interesse mesmo diante de imprecisão ou falhas nas imagens providas para treinamento e teste.

A partir dos resultados obtidos, verifica-se que a U-Net aplicada no presente estudo é capaz de obter resultados satisfatórios no que se refere à segmentação de cicatrizes de deslizamentos, mesmo com um número reduzido de imagens para treinamento. Tal fato é ainda favorecido pela utilização da técnica de *data augmentation*, que gera novas configurações de imagens a partir das originais.

Além disso, considerando que a construção de inventários de deslizamentos ainda não é uma prática comum, verifica-se que a metodologia empregada no presente estudo possui o potencial de realizar a identificação de eventos já ocorridos a partir da avaliação temporal de imagens de satélite, permitindo, assim, que bancos de dados sejam elaborados ou complementados. Isso favorecerá o desenvolvimento de estudos referentes ao mapeamento de áreas suscetíveis e o gerenciamento de riscos e ações voltadas a esse tipo de desastre. Nesse contexto, demonstra-se a importância de explorar o papel da inteligência artificial na área de classificação de imagens, e em tarefas de mapeamento de áreas deslizadas.

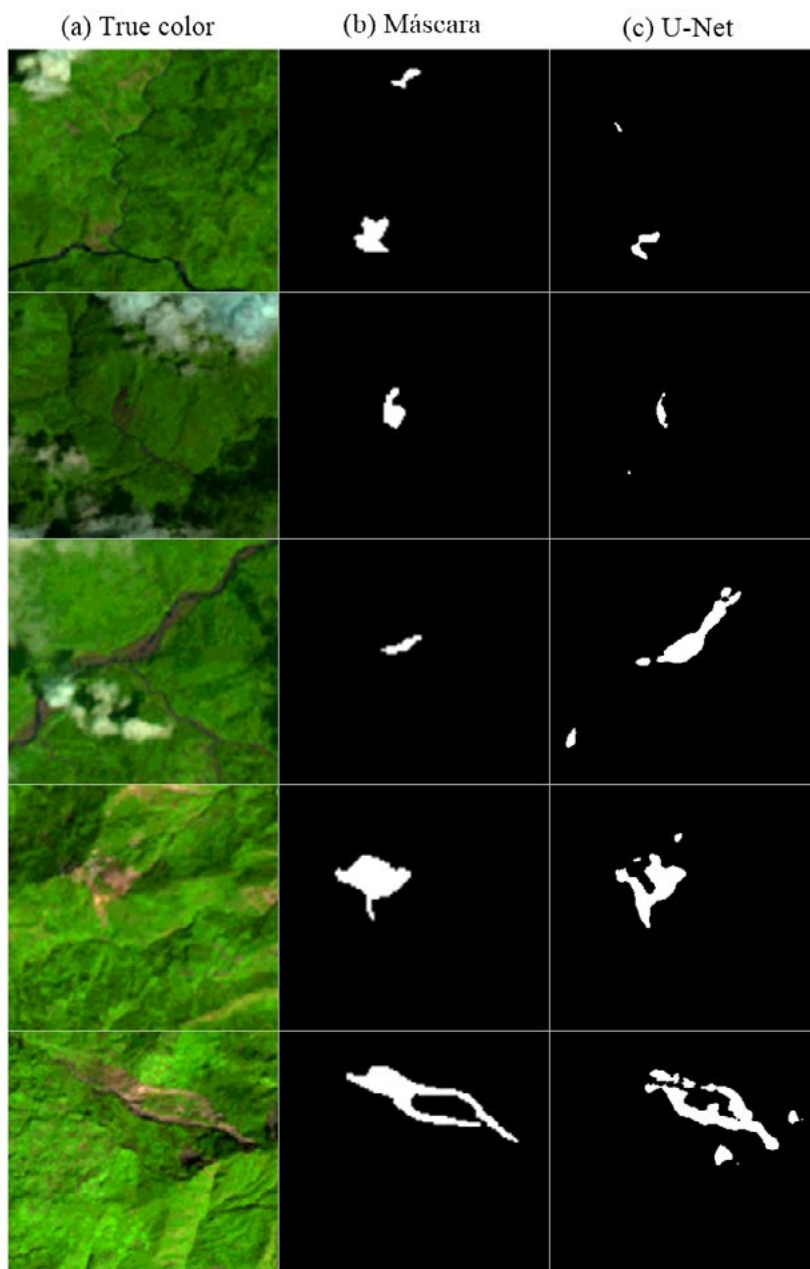


Figura 1. Exemplos de imagens aplicadas à U-Net para avaliação de desempenho: (a) true color; (b) máscaras; (c) geradas pela U-Net. Áreas em branco representam a cicatriz de deslizamento, enquanto áreas em preto indicam regiões que não foram acometidas por esses eventos.

4. Conclusão

A aplicação de metodologias que envolvem inteligência artificial tem-se mostrado eficiente no que se refere à classificação de características e objetos de interesse a partir de imagens de satélite. Diante disso, esse estudo demonstrou que a rede neural convolucional U-Net permite realizar a segmentação semântica de cicatrizes de deslizamento com elevada acurácia. Isso é indicativo de que essa metodologia possui potencial de ser empregada em tarefas de construção ou atualização de inventários de deslizamentos, o que facilitará o desenvolvimento de mapeamentos de suscetibilidade,

bem como de sistemas de prevenção e alertas que possibilitem prevenir a ocupação de áreas de risco e mitigar as consequências desse tipo de desastre.

5. Referências

FAYNE, J. V.; AHAMED, A.; ROBERTS-PIEREL, J.; RUMSEY, A. C.; KIRSCHBAUM, D. Automated Satellite-Based Landslide Identification Product for Nepal. **Earth Interactions**, v. 23, n. 3, p. 1–21, 2019.

KINGMA, D. P.; BA, J. Adam: A Method for Stochastic Optimization. In: ICLR. **Anais...** 2015. Disponível em: <<http://arxiv.org/abs/1412.6980>>

KIRSCHBAUM, D.; STANLEY, T.; ZHOU, Y. Spatial and temporal analysis of a global landslide catalog. **Geomorphology**, v. 249, p. 4–15, 2015.

RONNEBERGER, O.; FISCHER, P.; BROX, T. U-net: Convolutional networks for biomedical image segmentation. **Lecture Notes in Computer Science (including subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)**, v. 9351, p. 234–241, 2015.

ZHANG, P.; KE, Y.; ZHANG, Z.; WANG, M.; LI, P.; ZHANG, S. Urban land use and land cover classification using novel deep learning models based on high spatial resolution satellite imagery. **Sensors (Switzerland)**, v. 18, n. 11, 2018.

DIAGNÓSTICO DO ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA ÁREA URBANA DE SÃO JOSÉ DO CERRITO - SC

Arthur Rodrigues de Aguiar¹, Júlia Nercolini Göde², Diego Hoefling Souza³, Everton Skoronski⁴

¹ Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária – Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciência Agroveterinárias – e-mail: arthur.aguiarrrr@gmail.com.

^{2,3} Mestrandos em Ciências Ambientais – Universidade do Estado de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos.

⁴ Professor Doutor do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina, Dpto de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos.

1. Introdução

Com o crescimento da humanidade a exploração dos recursos naturais aumentou de forma significativa, e junto com ela a degradação do meio ambiente vem se tornando cada vez mais intensa. Os recursos hídricos são altamente requisitados em muitos setores, possuindo um papel de grande importância na sociedade contemporânea e seu uso faz parte do dia a dia de bilhões de pessoas, logo com o passar do tempo desenvolveu-se preocupações em relação a sua gestão, escassez e preservação (CARLA; RODRIGUES, 2016).

Dentre muitas formas de degradação do meio ambiente, o lançamento de esgoto sanitário nos corpos hídricos ou seu despejo a céu aberto são grandes fontes de poluição, podendo acarretar diversos danos para o ecossistema e para a saúde da população que utiliza essa água para consumo e abastecimento (XUAN et al., 2012). Devido a uma inviabilidade econômica e social, a carência de sistemas adequados de saneamento básico e abastecimento de água são mais graves em municípios localizados em áreas afastadas dos centros urbanos (GALVÃO JÚNIOR; SILVA, 2013).

São José do Cerrito é uma pequena cidade da serra catarinense, com uma população estimada de 8.421 pessoas (IBGE, 2018), e não possui um sistema de coleta e tratamento de esgoto, sendo assim parte da população utiliza dispositivos de tratamento descentralizado, como fossas ou tanques sépticos, filtros anaeróbios e sumidouros, sejam eles utilizados sozinhos ou em conjunto. Em contra partida muitos habitantes do município vivem em uma condição precária no quesito de saneamento básico, muitas edificações destinam seu esgoto de forma inadequada, como por exemplo despejo a céu aberto, disposição direto no solo, no rio e ligações clandestinas na rede pluvial.

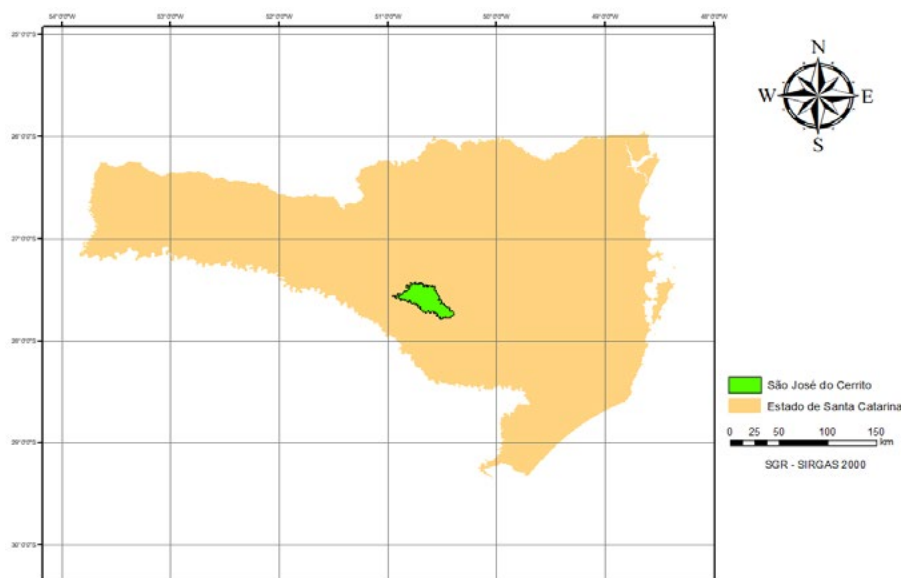
O acesso à água potável e saneamento ajudam a diminuir o índice de doenças e conseqüentemente melhoram a qualidade de vida humana, sendo estes fatores tratados como um direito legal, e não um bem ou serviço (EMBRAPA, 2018). Diante dessa problemática, a realização do diagnóstico das condições sanitárias do município será de grande importância para o conhecimento do cenário atual, com o intuito de futuramente utiliza-lo para a elaboração de um plano de ação que vise melhorar as condições sanitárias do local. Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo geral elaborar um diagnóstico das condições de esgotamento sanitário da área urbana do município São José do Cerrito.

2. Materiais e métodos

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de São José do Cerrito fica localizado na região serrana de Santa Catarina, de acordo com IGBE (2018), possui uma população estimada de 8.421 habitantes, uma densidade demográfica de 9,8 hab/km², ocupa uma área de 945m², e tem como seus municípios limítrofes Correia Pinto, Lages, Cambo Belo do Sul, Cerro Negro, Abdon Bastista, Vargem, Brunópolis e Curitibanos. Além disso a economia do município é baseada no turismo e principalmente em atividades agrícolas, com destaque para a produção de feijão, sendo São José do Cerrito um dos maiores produtores do estado. A Figura 1 apresenta um mapa de localização do município no estado de Santa Catarina.

Figura 1 - Mapa de localização do município de São José do Cerrito.



2.2 Coleta de dados

A coleta de dados do presente trabalho foi realizada por meio de entrevistas, onde uma equipe de 16 integrantes foi dividida em quatro setores do município, afim de coletar o maior número possível de informações em relação aos sistemas individuais, presentes ou não em residências, edificações comerciais, públicas e mistas (comercial e residencial junto). Os questionários tiveram a intenção de levantar dados sobre a atual situação de esgotamento sanitário do município, este que foi desenvolvido pela ARIS (Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento). O questionário foi adaptado para o presente trabalho, nele foram abordadas perguntas técnicas, as quais foram desenvolvidas para quantificar e identificar quais tipos de tratamento descentralizado são utilizados no município. Os entrevistadores receberam treinamentos ministrados por integrantes do Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LABTRAT), localizado no Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV - UDESC), para realizar a correta identificação dos mecanismos de tratamento, fazendo assim a pesquisa ser mais assertiva, logo aproximando-a ao máximo da real situação do local.

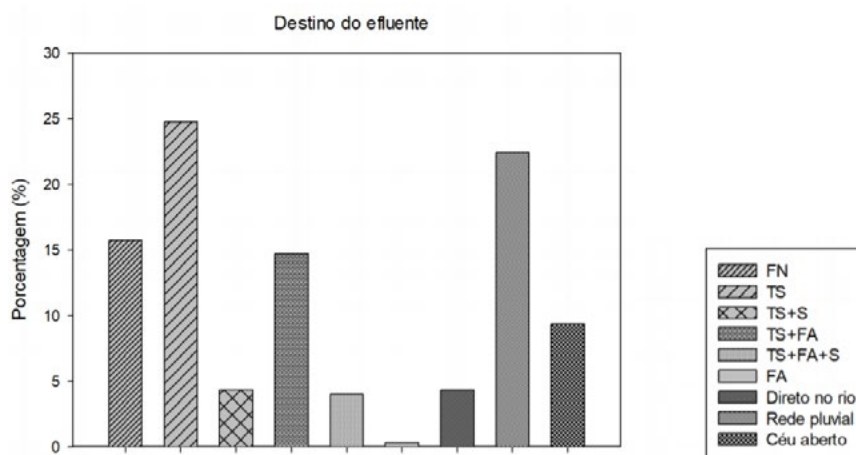
2.3 Análise e compilação dos dados

Após da geração dos dados da pesquisa foi realizada uma análise quantitativa em cima dos mesmos, para facilitar a visualização e discussão dos dados foi utilizado o software SigmaPlot para a elaboração de gráficos de porcentagem relacionados às perguntas dos questionários.

3. Resultados e discussão

A partir da análise e compilação dos dados (Figura 2), foi possível verificar que dos locais amostrados 15,9% fazem uso de fossa negra (FN) como opção de destino do efluente, esta que geralmente era localizada nos fundos do terreno, ou ainda em terrenos baldios nos arredores, é utilizada para deposição dos resíduos in natura. Geralmente é um buraco de três a quatro metros de profundidade, este é método de destino de efluente que pode acarretar em problemas ambientais como a contaminação do solo e da água (ABU-RIZAIZA; HAMMADUR, 1999). De todas as amostras 25% faziam o uso de tanques ou fossas sépticas (TS), a maioria das fossas era construída de concreto, algumas tinham um aspecto já bem depredado, muitas delas também eram muito antigas, uma minoria contava com estruturas pré-fabricadas.

Figura 2 – Formas de tratamento e disposição do esgoto sanitário no município de São José do Cerrito.



Foi relatado também a utilização de um sumidouro (S) junto com o TS, facilitando assim a disposição do efluente no solo. O sumidouro é comum em sistemas individuais e coletivos, estes podem ser construídos com alvenaria de tijolos, pedra, blocos ou até anéis pré moldados de concreto, o princípio de funcionamento se baseia na percolação do efluente recebido pelas laterais furadas da estrutura, vale salientar que este dispositivo pode ser utilizado apenas quando solo possui uma taxa de infiltração do solo for igual ou superior a 40L/m².dia (NUVOLARI, 2003). A união desses dois sistemas de tratamento totalizou 4,5%. Para o tratamento do efluente provindo do TS é comum a utilização de filtros anaeróbios (FA), estes que podem ter a forma cilíndrica ou prismática, com sua seção retangular ou quadrada, há presença de um fundo falso perfurado, local onde é recebido o efluente da FS, há também material suporte do filtro, pode-se utilizar pedra britada nº 4, anéis de Rashid ou até bambus cortados em pequenos pedaços. A função do material é permitir a fixação de um biofilme onde bactérias e organismos anaeróbios realizam a degradação da matéria orgânica (NUVOLARI, 2003).

Cerca de 14,9% das edificações adotam a combinação de um tanque séptico junto de um filtro anaeróbio (TS+FA), com o intuito de diminuir ainda mais a carga orgânica bruta e aumentar a eficiência do tratamento. Apenas 4% das edificações contabilizadas faziam uso da combinação destes três últimos itens (TS+FA+S), formando um sistema de pré e pós tratamento do efluente, dentre as opções encontradas, é esta que teoricamente ocasionará menores impactos negativos no meio. O método menos comum de tratamento utilizado foi o FA operando individualmente, apenas uma unidade foi encontrada em todo município, não alcançando nem 1% da pesquisa.

Dentre todas as edificações verificadas 3% delas despeja o efluente in natura diretamente no corpo hídrico do município (Figura 3). Além disso, a falta de tratamento de esgoto no município faz com que muitos moradores lancem seu esgoto nas redes pluviais, escoando até os corpos hídricos, isso pode acarretar na contaminação do solo, perdas de volume no transporte e até entupimento em trechos da rede (TUCCI, 2005). O município de São José do Cerrito sofre com esse problema, onde grande parte da população entrevistada liga seu esgoto doméstico a rede pluvial, como em geral a população carece de informação a respeito de questões sanitárias. Muitos deles acreditam que as tubulações pluviais são na verdade uma rede de coleta de esgoto. Também foi averiguado que 22,7% das edificações amostradas exercem essa prática.

Figura 3 - Lançamento do esgoto in natura no Rio Antunes.



Outro problema encontrado no município é o despejo do esgoto in natura a céu aberto, onde o esgoto muitas vezes é disposto em valas presentes no terreno, ou encaminhado para terrenos baldios, criando muitas vezes uma espécie de brejo. Foi constatado que 9,5% das edificações descartam seu esgoto a céu aberto, criando um ambiente insalubre, propício a proliferação de doenças, vetores, insetos, podendo ocasionar em muitos casos de doenças e até óbito (BAY; SILVA, 2011)

4. Conclusão

Com o presente trabalho foi possível constatar que o município de São José do Cerrito encontra-se em uma situação onde a maior parte das residências amostradas possui algum tipo de sistema de tratamento de esgoto. Entretanto, a funcionalidade dos mesmos não foi comprovada. Ademais,

em alguns locais as edificações não contam com nenhuma forma de estrutura para o tratamento do esgoto, sendo este destinado de forma indevida: depósitos a céu aberto, ligações clandestinas na rede pluvial, lançamento in natura no corpo hídrico que corta o município entre outros casos apresentados.

5. Referências

ABU-RIZAIZA, O. S.; HAMMADUR, R. Cost comparison between cesspool and sanitary sewerage systems in saudi urban areas. 1999. 34(4), 855–863.

BAY, A. M. C.; SILVA, V. P. Environmental perception of residents of the district of liberdade of parnamirim sanitary drainage. 2011. 3, 97–112.

CARLA, A., & RODRIGUES, L. Determinação de um índice de desempenho do serviço de esgotamento sanitário. Estudo de caso: cidade de Campina Grande, Paraíba. 2016. 21, 1–10.

EMBRAPA. **Água e Saneamento**, (2018). 1–108.

GALVÃO JÚNIOR, A. C.; SILVA, A. C. Indicadores para prestação e regulação de serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário. **Indicadores de Sustentabilidade e Gestão Ambiental**, 2013. 647–676.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. IBGE Cidades - São José do Cerrito. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/sao-jose-do-cerrito/panorama>>. Acesso em: 04 jun. 2019.

NUVOLARI, A. Esgoto Sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. 1 ed. São Paulo: Editora Bluntcher, 2003.

TUCCI, C. E. M. Gestão de Águas Pluviais Urbanas, 2005. Ministério Das Cidades - Global Water Partnership - World Bank - Unesco, 194.

XUAN, T.; HOAT, L. N.; RHEINLÄNDER, T.; DALSGAARD, A.; KONRADSEN, F. Sanitation behavior among schoolchildren in a multi-ethnic area of Northern rural Vietnam. 2012. **Public Health**, 12(1), 140. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-12-140>.

CINCO MENOS QUE SÃO MAIS: ESTUDO DE CASO DA REDUÇÃO DE DESPERDÍCIO EM UMA HAMBURGUERIA

Jessica Zanivan¹, Helena Ribeiro Meirelles Sales², Brenda Ellen de Sousa Reis³,
Jordana Wilm Doninelli⁴, Cristiane Funghetto Fuzinato⁵

^{1,2,3,4} Discentes, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária- UFFS Campus Erechim/RS

⁵ Docente, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária- UFFS Campus Erechim/RS

¹jessica.zanivan@estudante.uffs.edu.br

1. Introdução

Assuntos de cunho ambiental estão cada vez mais inseridos dentro das discussões do mundo empresarial, já que é o meio ambiente que fornece os recursos necessários para as empresas de todos os ramos tornarem possíveis suas atividades. Essa escassez dos recursos naturais e a percepção de que muitos processos produtivos causam impactos ambientais negativos tem se tornado tema de preocupação e busca por soluções no setor empresarial (SILVA, NASCIMENTO, 2007; LOPES SILVA et al., 2017).

Um dilema enfrentado pelas empresas atualmente é conseguir atingir a lucratividade almejada agindo de maneira ambientalmente correta. As adaptações das organizações determinam sua competitividade e sobrevivência em meio a uma sociedade com consumidores cada vez mais exigentes quanto a ações que evidenciem a responsabilidade socioambiental dos produtos e serviços ofertados (FORLIN, BRANDALISE, BERTOLINI, 2014).

Nesse sentido, a Gestão Ambiental Empresarial surge como uma ferramenta que auxilia na tomada de decisões nas diferentes atividades realizadas pela empresa de modo a minimizar os impactos ambientais decorrentes de sua atuação e ainda evitar que ocorram futuramente, promovendo assim o desenvolvimento sustentável que pode ser aplicado a empresas de qualquer tamanho e qualquer ramo (DIAS, ZAVAGLIA, CASSAR, 2003; BARBIERI, 2004).

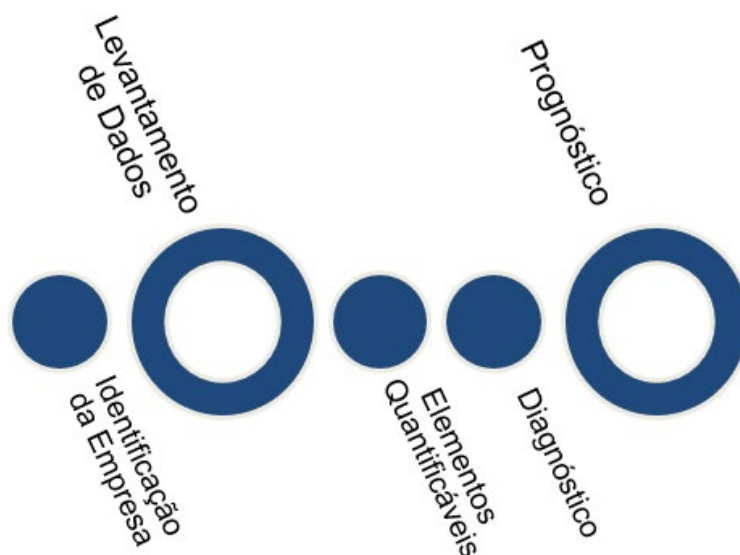
Assim, o presente trabalho foi desenvolvido em uma hamburgueria na cidade de Erechim/RS com base na experiência adquirida desde 1996 a partir do Projeto Piloto “Elaboração de Plano de Melhoria de Desempenho Ambiental para Micro e Pequenas Empresas”, realizado pelo Sebrae/DF e com base em outras ferramentas como a norma ISO 14001, processos de coleta seletiva, Produção mais Limpa, Boas Práticas de Gestão Empresarial e a principalmente a abordagem conceitual dos Cinco Menos que São Mais, a qual diz respeito sobre a mitigação de 5 pontos na economia, onde sua aplicação que além de promover maior produtividade ao empresário, ainda evitará uso de recursos naturais desnecessários, possuindo assim um apelo ambiental devido a proposta de minimização do desperdício de água, energia, perdas de matéria-prima, geração de resíduos e poluição.

2. Materiais e métodos

A metodologia desenvolvida pelo Sebrae e aplicada ao estabelecimento foi dividida em cinco etapas, conforme pode ser observado na Figura 1. Na maioria das etapas foram utilizadas tabelas para uma melhor organização dos dados, as quais puderam ser analisadas posteriormente resultando

em diagnóstico geral e propostas de alterações na atual conduta da empresa de modo a atingir a redução de desperdício.

Figura 1. Fluxograma da Metodologia de Trabalho



Fonte: ZANIVAN et al., 2019.

A identificação da empresa foi realizada a partir do seu cadastro onde constam informações pertinentes ao estudo, como nome dos proprietários, localização do empreendimento, CNPJ, segmento de atuação, dentre outras informações.

O levantamento de dados proposto pela metodologia se deu através de visitas técnicas ao estabelecimento, e entrevistas com os três proprietários, o gerente do bar, a chefe de cozinha e funcionários. Desta forma, foram separados os processos em compra/estoque, produção e venda, listando os elementos de entrada e saída de cada processo, além da quantificação de cada matéria prima, e seu respectivo uso na produção.

Para os elementos quantificáveis, foram trabalhadas tabelas separadas com questões relacionadas aos temas: insumos, resíduos, emissões atmosféricas, uso da água, geração de efluente, uso de energia, saúde e segurança do trabalho.

A partir de todas as informações levantadas, pôde-se realizar um diagnóstico geral sobre a situação da hamburgueria quanto aos aspectos listados anteriormente e assim propor um prognóstico sugerindo algumas intervenções para a melhoria do processo produtivo, acarretando em ganhos ambientais, econômicos e sociais para a empresa.

3. Resultados e discussão

O diagnóstico geral da situação da empresa quanto suas atividades estão mostradas na Tabela 1.

Tabela 1. Diagnóstico geral das atividades realizadas no empreendimento

	Quantidade	Há programa de Redução
Insumos	5 barris/mês	Não
Energia	2000 kWh/mês	Parcialmente
Água	45 m ³ /mês	Não
Efluentes	Não contabilizado	Não
Emissões	Não contabilizado	Não
Resíduos	7 m ³ /mês	Não
Perdas	Não contabilizado	Não

Fonte: ZANIVAN et al., 2019

Em relação aos insumos, há um destaque para a utilização de gás de cozinha e gás para as chopheiras, totalizando 5 barris/mês. Foi diagnosticado que não há nenhum programa para a redução de sua utilização, todavia não existe necessidade de intervenção neste aspecto.

Quanto à energia utilizada no empreendimento, diagnosticou-se que algumas lâmpadas já foram trocadas por outras mais econômicas, o que já pode ser configurado como um programa de redução. No entanto, ainda podem ser tomadas outras medidas como a substituição de equipamentos mais antigos que utilizam mais energia para seu funcionamento por equipamentos mais econômicos.

Durante a visita técnica realizada ao estabelecimento pôde-se perceber que não haviam sido tomadas medidas para reduzir o uso da água na hamburgueria. Algumas torneiras operavam com uma vazão superior a necessária, acarretando em um desperdício do recurso hídrico. Além disso, caixas de descargas de alguns banheiros ainda são antigas, as quais necessitam de um montante de água maior na sua operação. Desta forma, foram propostas medidas para a mitigação desta problemática, fazendo valer mais um dos 5 menos que são mais, proposto pela metodologia Sebrae para a redução de desperdício como a verificação e calibração de uma vazão de água adequada em todas as torneiras do bar, sobretudo dos banheiros; foi proposto ainda a troca das caixas de descarga mais antigas por outras que necessitem de menos água para o mesmo objetivo e ainda foi sugerido a instalação de uma caixa de água para a captação de água pluvial, a qual poderá ser reutilizada para realizar a limpeza do próprio estabelecimento.

Os efluentes gerados no empreendimento não são quantificados e também não há nenhum programa para reduzi-los. Basicamente o efluente gerado na hamburgueria se resume ao efluente doméstico, o qual é destinado para a rede coletora de esgoto, mas não há é realizado qualquer tipo de tratamento, visto que a cidade não possui estação de tratamento de efluentes. Caso sejam tomadas as medidas sugeridas para mitigar o uso de água, conseqüentemente será minimizada a geração de efluentes.

Em relação a emissão de poluentes atmosféricos, a única fonte de emissão diagnosticada refere-se a fornos utilizados na cozinha, e por isso recomendou-se que seja realizado um estudo para verificar a composição dos gases desta emissão e a partir daí sejam tomadas as medidas cabíveis caso seja necessário.

Os resíduos sólidos gerados no empreendimento se resumem basicamente a resíduos secos e orgânicos provenientes da cozinha, bar e banheiros. Na cozinha já existem coletores para a segregação dos resíduos em seco e orgânico, os quais são destinados para a coleta seletiva municipal, no entanto

percebeu-se durante a visita técnica que estes coletores não possuem adesivo de identificação, o que dificulta a separação do resíduo por parte dos funcionários. Diante desta problemática, foi sugerido que os coletores sejam devidamente identificados e os funcionários sejam sensibilizados acerca da importância da segregação dos resíduos sólidos. Além disso, está sendo estudada a implantação de uma composteira nos fundos do estabelecimento, a qual será abastecida pelos resíduos da cozinha, e por isso é importante que sejam segregados adequadamente.

Outra problemática identificada no estabelecimento é a perda de matéria-prima devido ao vencimento de produtos em estoque. Essa é uma falha na gestão dos insumos do estabelecimento que precisa ser corrigida com urgência para evitar o desperdício de alimentos.

4. Conclusão

A aplicação dos cinco menos que são mais para evitar o desperdício em micro e pequenas empresas é uma metodologia de fácil entendimento e eficaz para atingir o objetivo esperado. Através dela é demonstrado que por meio de pequenas ações, tanto por parte da empresa quanto por parte dos funcionários, pode-se chegar à minimização do uso de água, energia, geração de resíduos, efluentes, poluentes e perdas de matéria prima, atingindo assim esferas econômicas, sociais e ambientais.

É evidente que para se atingir o objetivo esperado é necessário que a empresa de fato tenha interesse em se adequar ao projeto, modificando os pontos que foram evidenciados e considerados negativos, e se dispondo a realizar averiguações contínuas quanto ao andamento e a nova situação da empresa após a implementação dessas modificações.

Assim, a empresa pretende colocar em prática as sugestões indicadas para a melhoria de sua relação com o meio ambiente e também como uma forma de gerar economia nas atividades da própria hamburgueria.

5. Referências

BARBIERI, J. C. Gestão Ambiental Empresarial: Conceitos, modelos e instrumentos. São Paulo: Saraiva, 2004.

DIAS, R., ZAVAGLIA, T., CASSAR, M. Introdução à administração: da competitividade à sustentabilidade. [s.l.]: Alínea, 2003.

FORLIN, A. M., BRANDALISE, L. T., BERTOLINI, G. R. F. Análise do ciclo de vida do produto em uma indústria de isopor. Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental, Florianópolis, 2014.

LOPES SILVA, D. A. et al. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) no setor automotivo: estudo de caso numa indústria de válvulas de escape. In: INTERNATIONAL WORKSHOP | ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION – ACADEMIC WORK, 2017. São Paulo: [s. n.], 2017

SERVIÇO BRASILEIRO DE APOIO ÀS MICRO E PEQUENAS EMPRESAS (SEBRAE). Metodologia Sebrae 5 Menos Que São Mais Redução de Desperdício. Brasília: Sebrae, 2004.

SILVA, N. N. O, NASCIMENTO, E. P. Gestão Ambiental Empresarial. 2007. 64 f. Especialização (Pós-Graduação) - Curso de Turismo e Desenvolvimento Sustentável, Centro de Excelência em Turismo, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM CANTEIRO DE OBRAS: UM ESTUDO DE CASO

**Jessica Zanivan¹, Helena Ribeiro Meirelles Sales², Fábio Spitzza Stefanski³,
Leonardo Luís Rosseto⁴, Eduardo Pavan Korf⁵**

^{1,2,3,4} *Discentes, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária- UFFS Campus Erechim/RS*

⁵ *Docente, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária- UFFS Campus Erechim/RS*

¹*jessica.zanivan@estudante.uffs.edu.br*

1. Introdução

A construção civil é umas das atividades que mais tem contribuído para o desenvolvimento da sociedade, sendo responsável pela geração de empregos, estradas, moradias, renda, infraestrutura, dentre outros impactos socioeconômicos positivos. No entanto, as atividades relacionadas ao setor construtivo são responsáveis por causar inúmeros impactos ambientais, pois além de consumir 20% a 50% do total de recursos naturais utilizados pela sociedade e modificar o meio ambiente ainda gera um montante elevado de resíduos (FREITAS, 2009; TESSARO; SÁ; SCREMIN, 2012).

A maior parte dos profissionais que atuam na construção civil ainda não se atenta a enorme quantidade de resíduos sólidos gerados nos canteiros de obras, não havendo, a correta segregação e destinação dos mesmos, inclusive daqueles que seriam passíveis de reutilização e/ou reciclagem. É importante ressaltar que as práticas de reutilização e reciclagem dos resíduos gerados nas obras auxiliariam na atenuação dos impactos ambientais gerados pela construção civil e mitigação dos custos de gerenciamento do resíduo que, teoricamente, deveria ser realizado (MARINHO, 2015).

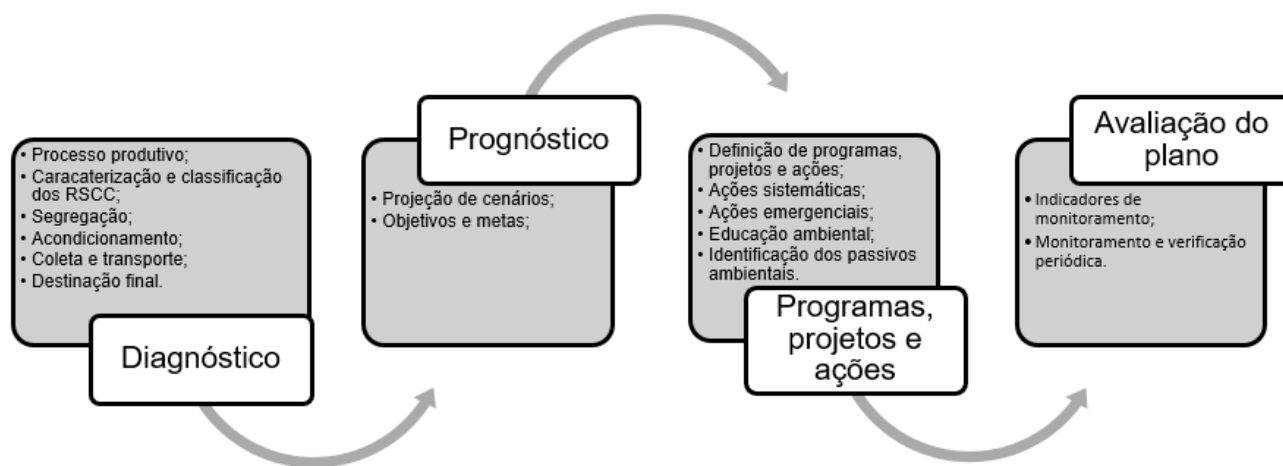
Diante desta problemática, a aliança entre o empresariado, a sociedade civil e a gestão pública é bastante relevante para a diminuição dos problemas relativos ao meio ambiente, inclusive na construção civil. A partir da entrada em vigor da Resolução n° 307/2002 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), o setor da construção civil abre sua participação nas discussões a respeito dos resíduos sólidos e da responsabilidade pelo seu controle e destinação. Esta resolução estabelece responsabilidades e deveres quanto a obrigatoriedade de cada município licenciar as áreas para disposição final, fiscalizar o setor em todo o processo e executar o Plano Integrado de Gerenciamento de Resíduos da Construção Civil. Assim, é dado o primeiro passo para a junção dos setores públicos e privados na elaboração de meios apropriados para o manejo e disposição dos resíduos sólidos de construção civil.

O processo produtivo na construção civil pode tornar-se mais rentável, saudável e competitivo através de um gerenciamento correto dos resíduos gerados pelas empresas do setor, incluindo a sua redução, reutilização e reciclagem, cabendo ao setor construtivo a implantação destas mudanças. Neste sentido, o objetivo do trabalho foi realizar a elaboração de um plano de gerenciamento de resíduos sólidos (PGRS) genérico para ser aplicado em canteiros de obras de uma empresa de construção civil da cidade de Erechim/RS com base em visitas técnicas e consulta a literatura e que poderá ser estendido para a aplicação de obras de construção civil em geral posteriormente.

2. Materiais e métodos

A elaboração do PGRS para canteiros de obras foi executada em basicamente 4 etapas conforme demonstrado na Figura 1.

Figura 1. Metodologia para a implantação do PGRS em canteiro de obras



Fonte: ZANIVAN et al., 2019.

Para a elaboração do plano, inicialmente realizou-se uma visita técnica a um canteiro de obras de uma empresa de construção civil da cidade de Erechim - RS, a qual foi acompanhada pelo engenheiro civil responsável e pelo consultor ambiental da empresa, possuindo como objetivo obter um diagnóstico geral dos resíduos sólidos gerados em cada fase da obra visando classificá-los de acordo com a Resolução nº 307/2002, verificar ainda se a segregação, acondicionamento, coleta, transporte e destinação final destes resíduos estão de acordo com a legislação.

Após o levantamento dos dados e consequente diagnóstico geral em relação aos resíduos sólidos gerados no canteiro de obras, foi possível realizar a projeção de um cenário futuro da empresa, estabelecendo objetivos e metas a serem alcançados pela empresa na busca da implantação do PGRS. Posteriormente, foram definidos programas, projetos e ações para a efetivação do plano, e por fim será realizada a avaliação do PGRS com indicadores de monitoramento e verificação periódica do plano.

3. Resultados e discussão

A execução de uma edificação se dá através de diversas etapas construtivas que se sucedem e que são referenciadas pelos projetos executivos que orientam este processo, nas quais são gerados diferentes tipos de resíduos sólidos. Os resíduos sólidos gerados na obra em estudo foram caracterizados durante uma visita técnica sendo possível classificá-los de acordo com a Resolução CONAMA 307/2002 (alterada pelas Resoluções 348, de 2004, nº 431, de e nº 448/2012) específica para resíduos sólidos de construção civil.

Os resíduos sólidos produzidos durante a construção do empreendimento que são enquadrados como Classe A segundo a resolução referem-se aos solos oriundos da terraplanagem, aos resíduos de demolição como fragmentos de tijolos e telhas cerâmicas, de concreto, alvenaria e argamassa. Ainda dentro desta classe, são enquadrados os resíduos oriundos do próprio processo

construtivo como retalhos de tijolos, blocos cerâmicos, concreto, argamassa que é derrubada no chão pelos construtores a medida que está sendo realizado o levantamento das paredes. Em relação aos resíduos Classe B, pode-se dizer que eles advêm basicamente do processo produtivo como sobras e restos de materiais utilizados nas atividades de construção como retalhos de madeira que não podem mais ser usados para fins de construção civil, sobras de gesso e de fios de cobre utilizados na fiação elétrica, papel, papelão, plásticos provenientes de embalagens de cal, cimento, pisos, restos tubos em PEAD. Nesta classe também se enquadram os resíduos secos produzidos nos escritórios como papéis. Em relação aos resíduos de Classe D produzidos na obra, podem ser citadas as sobras de tintas, solventes, óleos e graxas lubrificantes mantas asfálticas, impermeabilizantes e as embalagens destes produtos. É importante ressaltar que não foi verificada a geração de resíduos de classe C na obra estudada.

Durante a visita técnica verificou-se que em geral não há segregação adequada dos resíduos sólidos gerados nas obras. A única preocupação dos funcionários e da empresa é a segregação dos resíduos que podem ser reutilizados na própria obra como solos e fragmentos de tijolos e telhas cerâmicas, de concreto, alvenaria e argamassa que são utilizadas para reaterro. Verificou-se conformidade parcial no armazenamento dos resíduos sólidos na obra visitada, em que resíduos como papel e plástico eram acondicionados em big bags, considerados adequados para o armazenamento de resíduos leves como estes, no entanto outros tipos de resíduos também eram descartados nestes coletores, inclusive os resíduos de Classe D que são considerados perigosos. Quanto ao armazenamento temporário dos resíduos sólidos, verificou-se total inconformidade visto que os big bags eram deixados em locais quaisquer da obra, comprometendo a qualidade dos resíduos para a reciclagem; a madeira além de não ser acondicionada corretamente, é armazenada de forma desorganizada até receber uma destinação final o que compromete a circulação de funcionários e visitantes na obra. Não foi verificado nenhum tipo de inconformidade quanto a coleta e transporte dos resíduos gerados na obra. A maioria dos resíduos que não é reutilizado na própria obra é transportada para a central da empresa através de caminhões caçamba e daí é dado o destino final aos mesmos.

A partir do prognóstico realizado pôde-se perceber um crescente investimento no setor da construção civil nos últimos anos sendo que para 2019 há uma estimativa de crescimento do PIB brasileiro no setor de construção civil de 2,8% (NAKAMURA, 2019), o que possivelmente aumentará também a geração dos resíduos sólidos e por isso é importante que sejam definidos alguns objetivos e metas para melhorar o gerenciamento desses resíduos na empresa, além de prazos para que essas ações sejam efetuadas. Como ação emergencial foi definida a segregação dos resíduos de classe D e sua destinação ambientalmente adequada pois são resíduos de natureza perigosa que necessitam de atenção especial e imediata. A curto prazo recomenda-se que todos os resíduos sejam segregados em suas respectivas classes, acondicionados e destinados corretamente. A médio prazo foi sugerido que a empresa estude possibilidades de substituição de materiais perigosos por outros menos perigosos, mitigando a geração de resíduos de classe D, e como ação a longo prazo foi proposto que a empresa implante um sistema de gestão ambiental nos canteiros de obras com o intuito de minimizar a geração de resíduos sólidos, além disso analisar e controlar os impactos decorrentes de suas atividades.

Para avaliar e estabelecer diretrizes que somam à eficiência da implantação de um PGRS em um processo de construção civil é necessário estabelecer indicadores de monitoramento para a quantificação de resíduos sólidos gerados no local. É fundamental que a empresa tenha controle da quantidade mensal de resíduos gerada por obras de construção, realizando a pesagem dos resíduos antes da disposição, bem como a segregação dos mesmos, portanto, recomenda-se que seja realizada

a quantificação dos resíduos sólidos gerados em suas respectivas classes. Além disso, recomenda-se a criação de um Grupo de Execução do Programa de Gerenciamento dos resíduos sólidos que será responsável por coordenar, planejar e monitorar as ações do PGRS. Este grupo deverá elaborar relatórios de acompanhamento do PGRS, conscientizar e orientar funcionários e terceirizados em seus setores sobre a necessidade da manutenção do plano, e cumprimento das padronizações relativas ao descarte, coleta, separação e triagem dos resíduos produzidos. Para que as metas, programas e ações abordadas no plano sejam cumpridos e executados no decorrer de tempo previsto, também será necessária a implantação de indicadores de desempenho, aplicados à gestão de resíduos sólidos, os quais possibilitarão realizar o acompanhamento do PGRS, a avaliação, a qualidade e o monitoramento dos serviços.

4. Conclusão

Com realização desse estudo, foi possível verificar a situação atual do gerenciamento dos resíduos sólidos produzidos no setor da construção civil, por meio do diagnóstico, visitação e conversas com agentes do setor a respeito dos resíduos sólidos gerados nesse local. Em seguida foram elaboradas diretrizes para enquadrar o plano nas exigências mínimas da Lei até o processo de finalização da obra em períodos de curto, médio e longo prazo. Incluiu-se nesse cenário objetivos e metas, programas e ações, ações de contingência e emergência além de sugestões de controle e fiscalização, contendo também as sugestões de reuniões entre os agentes envolvidos (gestores, funcionários e terceirizados) para a averiguação dos resultados alcançados através dos monitoramentos e fiscalizações.

Por fim, espera-se que este trabalho auxilie empresas de construção civil nas adequações de medidas mais sustentáveis e econômicas em processos de empreendimentos construtivos. Este trabalho também é válido para o desenvolvimento de novos estudos no que diz respeito à problemática dos resíduos sólidos provenientes da construção civil, uma vez que sugere a importância de um monitoramento adequado para um controle mais preciso da situação em geral no que se refere a geração de resíduos sólidos em canteiros de obras.

5. Referências

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (2002). **Resolução Nº 307, de 5 de julho de 2002**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Habitação. Publicada no Diário Oficial da União em 17/07/2002.

FREITAS, Isabela Mauricio. **Os Resíduos de Construção Civil no Município de Araraquara/SP**. 2009. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, Centro Universitário de Araraquara - Uniara, Araraquara, 2009.

MARINHO, J. L. A. Tratamento de Resíduos da Construção Civil: Parcerias e Políticas Públicas visando a Sustentabilidade. In: Seminário Nacional Demandas Sociais e Políticas Públicas na Sociedade Contemporânea, 11., 2015, Santa Cruz do Sul. **Mostra**. Santa Cruz do Sul: UNISC, 2015. p. 1 - 19.

NAKAMURA, J. **Tendências da construção civil em 2019**. Disponível em: <https://www.buildin.com.br/tendencias-da-construcao-civil-2/>. Acesso em: 28 jun. 2019.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

TESSARO, A. B.; SÁ, J. S. ; SCREMIN, L. B. Quantificação e classificação dos resíduos procedentes da construção civil e demolição no município de Pelotas, RS. **Revista Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 12, n. 2, p.121-130, jun. 2012.

DISPONIBILIDADE DE ÁGUA E O DESENVOLVIMENTO SOCIECONÔMICO DE UMA CIDADE: TENSIONAMENTOS SOBRE CAXIAS DO SUL/RS

Camila Hasan¹, Rodrigo Müller Marques², Marildo Guerini Filho³

^{1,2} Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES)
E-mail: chasan@universo.univates.br

³ Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Sensoramento Remoto (PPGSR/UFRGS)

1. Introdução

O *status* de evolução cultural, social, tecnológica e política obtido pela espécie humana, é uma consequência da sua capacidade de intervir no ambiente fazendo uso dos recursos naturais disponíveis. Estas intervenções foram aprimorando-se com o advento científico legitimador da “dominação do homem sobre a natureza”, que permitiram mais rapidez na exploração dos recursos a sua volta e uma busca constante de novos limites (MORIN, 2014; REDCLIFT, 1996). Há, no entanto, uma tendência equivocada em se tratar os recursos naturais dentro de um ponto de vista egocêntrico, relacionando a sua importância ao “serviço que a natureza nos concede” e desprezando os impactos que o consumo destes recursos pela espécie humana pode provocar para as demais que, assim como nós, são também dependentes de um meio ambiente equilibrado. Pensar a água como recurso hídrico a partir do princípio da escassez, por exemplo, evidencia egocentrismo e usos mercadológicos (GONÇALVES, 2012).

Segundo Gonçalves (2012), “[...] Nenhuma sociedade escapa da natureza [...]” (p. 9) e o uso dos bens naturais como recursos delimitam ações voltadas principalmente a produção para o mercado e o consumo. Para termos relações eco e complexas para com o local, regional e global no que diz respeito à hidrosfera, necessitamos de valores diferentes, que contemplem solidariedade, equidade, respeito, empatia e democracia de alta intensidade (MORIN, 2014; CAPRA, 2006; GONÇALVES, 2012).

A água doce é, ao lado do petróleo, o mais estratégico dos recursos naturais da atualidade, visto que a disponibilidade de água é limitante no desenvolvimento das sociedades humanas para os diversos fins e tem sido restrita em várias partes do mundo, inclusive em regiões onde a precipitação pluviométrica não é um problema. Dentre os motivos para a escassez, encontram-se os de cunho natural, como as condições geológicas, geográficas ou climáticas, regionais e específicas; e os de origem antrópica, como as altas taxas de população, que promovem a elevação do consumo de água humano e as demandas de água na atividade industrial, para a produção de bens de consumo e alimentos (SOUZA; ORRICO, 2016; PENA, 2017).

O aumento demográfico da população resulta em um maior consumo de água (VARGAS et al., 2013). De acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (UNESCO, 2015) que trata a crise global de água como uma crise de governança, muito mais do que de disponibilidade do recurso, não há no mundo água suficiente para suprir as necessidades de crescimento do consumo se não houver uma mudança drástica no uso, no gerenciamento e no compartilhamento de água.

Produzir, desenvolver ou manter qualquer sociedade humana ou atividade econômica sem depender da água é inviável. Caxias do Sul/RS é um município pólo do Estado do Rio Grande do Sul que, mesmo em meio a muitos problemas de disponibilidade de água, conseguiu adotar medidas que pudessem garantir, gradativamente, o abastecimento da população e o estabelecimento de suas atividades econômicas. Este resumo versa sobre a influência das condicionantes geológicas do terreno como limitantes no acesso a água deste município, bem como, as alternativas encontradas para o enfrentamento de situações de escassez, que mesmo em meio a tensionamentos, garantem a disponibilidade de água à população com tempos pré-estabelecidos de vida útil dos reservatórios, permitindo o planejamento de novas ações e investimentos.

2. Materiais e métodos

Esta pesquisa teve caráter exploratório (GIL, 2002) e se baseou no levantamento qualitativo de informações sobre o município de Caxias do Sul/RS e relações estabelecidas com o abastecimento de água, por meio de pesquisa bibliográfica em fontes diversas onde foram encontrados dados disponíveis que convergissem para a discussão do tema delimitado nesta análise. Dentre as palavras-chaves utilizadas para a pesquisa, destacam-se as seguintes, associadas à Caxias do Sul: disponibilidade de água, geologia e hidrografia, águas superficiais e subterrâneas.

3. Resultados e discussão

Os resultados desta pesquisa referem-se à análise situacional, histórica e de engenharia que foi possível estabelecer a partir do tema de discussão proposto.

3.1 Características gerais do município

O município de Caxias do Sul foi território inicialmente habitado por indígenas e posteriormente, a partir de 1875, por imigrantes italianos (em sua maioria). Caxias passou por vários ciclos econômicos, do cultivo da uva e do vinho a atividade metalmeccânica. A população estimada para o ano de 2016 foi de aproximadamente 479 mil habitantes, com 96% da população vivendo no meio urbano e 4% no meio rural (IBGE, 2014; CAXIAS DO SUL, 2017).

3.2 Formação geológica do terreno e condições de hidrografia

Quanto à sua formação geológica, Caxias do Sul possui relevo acidentado, típico de região montanhosa e encontra-se localizado na encosta superior nordeste do estado, na superfície do Planalto dos Campos Gerais. No município, afloram rochas vulcânicas ácidas pertencentes à Formação Serra Geral e arenitos da Formação Botucatu, bem como, depósitos recentes de tálus e colúvios (BORSATTO, 2011). O município está inserido na Região Hidrográfica do Guaíba, sendo o divisor de águas das Bacias Hidrográficas Taquari-Antas e Caí. A hidrografia de ambas as bacias acompanham o declínio geral do relevo S-SW. Em contexto regional, a área de estudo localiza-se na divisão hidrogeológica denominada Bacia do Paraná, cujos principais sistemas aquíferos estão dispostos nas Formações Pirambóia, Botucatu e Serra Geral (VARGAS et al. 2013).

A localização de Caxias do Sul em uma região de relativa altitude proporciona que a água subterrânea que percorre o seu território seja encontrada, normalmente, em profundidades tecnicamente desfavoráveis à exploração, visto que as maiores altitudes invariavelmente são

dominadas pelos derrames de lavas basálticas (pedra dura). Nas áreas de menor altitude, ocorrem rochas correlacionadas com a Formação Pirambóia. Os poços que atravessam esta formação apresentam menor potencialidade hídrica quando comparados com aqueles perfurados na Formação Botucatu (que ocupa praticamente todos os vales). Em Caxias do Sul a profundidade do topo do Sistema Aquífero Guarani é, de aproximadamente 700 metros, com cotas do nível estático em +160 metros. A grande profundidade acarreta altos custos para a captação subterrânea (FREITAS et al., 2004).

Estes aquíferos, segundo Reginato e Strieder (2007), são característicos da região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. As águas subterrâneas que circulam por eles são, na sua maioria, bicarbonatadas cálcicas ou magnesianas e apresentam boa qualidade, porém ocorrem em baixos volumes e o principal fator que altera o padrão de qualidade corresponde à ocorrência de ferro e manganês. Esses elementos são provenientes dos processos de alteração pelos quais passam os minerais ferromagnesianos, presentes nas rochas vulcânicas da Formação Serra Geral, corroborando assim a origem natural dessa alteração. Estes dois metais são prejudiciais a saúde humana, estando associados a doenças cardiovasculares e neurológicas.

Em termos de aspectos geológicos condicionantes da disponibilidade de água para abastecimento em Caxias do Sul, podem ser citados três principais, com base em relatos da literatura: profundidade dos aquíferos, águas subterrâneas ricas em ferro e manganês, ausência de mananciais hídricos naturais de grande porte no município.

3.3 Disponibilidade de água

Segundo Reis et al. (2016), a rápida expansão populacional na cidade elevou a demanda por água trazendo preocupações relativas à garantia de oferta hídrica suficiente ao abastecimento público, sendo esta suprida através do represamento gradativo de recursos hídricos superficiais (pequenos arroios), devido às características geomorfológicas da região e o afastamento da cidade de grandes mananciais. A consolidação de Caxias do Sul como a segunda maior cidade do Estado, e como uma cidade pólo do setor metalmeccânico, tem uma relação íntima com a disponibilidade de água. Se os problemas enfrentados com o abastecimento de água desde a chegada dos primeiros imigrantes não tivessem sido superados, certamente o município não teria a dimensão socioeconômica que possui hoje.

De acordo com o histórico do saneamento do município, apresentado pelo Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAE), as primeiras fontes de abastecimento de água da população foram poços tubulares profundos e vertentes de água, sistemas bastante limitados, tendo em vista que a cidade se tornava cada vez mais populosa. Mais tarde, devido às necessidades, a exploração de água se deu a partir da estruturação do Complexo Dal Bó, que consistiu no represamento e apropriação das águas do arroio Dal Bó (1928). A partir de então se sucedeu, na medida em que a população ampliava, a construção de grandes reservatórios (Figura 1), baseados na captação de água da chuva e no represamento de arroios pertencentes às Bacias Galópolis, Samuara (1967), Maestra (1968), Faxinal (1981) e Marrecas (2012).



Figura 1. Sistemas de reservatórios que garantem o abastecimento de Caxias do Sul. (A) Lago das barragens da Bacia do Dal Bó. (B) Lago da barragem da Bacia do Maestra. (C) Lago da barragem da Bacia do Faxinal. (D) Lago da barragem da Bacia do Marrecas.

Fonte: Companhia de Saneamento de Caxias do Sul (SAMAE)

Juntos, os sistemas de reservatórios de água em Caxias do Sul têm capacidade de vazão de aproximadamente 2400 litros por segundo. O lago da barragem da Bacia do Faxinal corresponde a 48% da captação total. Já o Lago da barragem da Bacia do Marrecas 33% e as demais represas correspondem a 19% de toda água potável que é consumida no município. Com estes volumes de armazenamento a companhia de saneamento atende 100% da população urbana e 95% da população total de municípios (SAMAE, 2017).

4. Conclusão

A disponibilidade de água em Caxias do Sul/RS está diretamente relacionada a vários aspectos, sendo que os naturais, relacionados à geografia e geologia, apresentam-se como condicionantes, determinando maior ou menor ocorrência deste recurso, bem como, distintas características físico-químicas. Aumentar a eficiência do uso da água, reduzir o desperdício e a poluição, modificar padrões de consumo e escolher tecnologias apropriadas para contextos específicos são desafios que influenciam diretamente na disponibilidade de água em regiões de fragilidade.

A construção de reservatórios foi uma alternativa encontrada por Caxias do Sul para ampliar o acesso à água, melhorando a disponibilidade deste recurso em seu território, fato determinante na expansão e desenvolvimento econômico do município. Para além de armazenar água, dentro de uma perspectiva de Educação Ambiental, regiões que sofrem fragilidades relacionadas à disponibilidade hídrica requerem maior proatividade dos municípios na construção de reservatórios próprios a

partir da coleta de água da chuva, além de um consumo consciente sem desperdícios e um serviço de saneamento que trabalhe fortemente na redução das perdas de água na distribuição a fim de evitar os impactos que são despendidos na construção de novos reservatórios. Enfim, um esforço em conjunto e a aplicação de pensamento e gestão sistêmica em ações de gestão pública que refletem no gerenciamento da água são primordiais para a garantia de quantidade e qualidade suficientes para o abastecimento da população.

5. Referências

- BORSATTO, S. Contribuição ao estudo geológico-geotécnico da área urbana de Caxias do Sul – RS (Trabalho de Conclusão de Curso/UFRGS), 2011. Disponível em: <<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/55694/000858713.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 18 de jul. 2017.
- CAPRA, F. **A teia da vida**: uma nova compreensão científica dos sistemas vivos. São Paulo: Cultrix, 2006.
- FREITAS, M. A. de; MACHADO, J. L. F.; VIERO, A. C.; TRAININI, D. R.; GERMANO, A. de O.; GLUGLIOTTA, A. P.; CAYE, B.R.; PIMENTEL, G. de B.; MARQUES, J. L.; GOFFERMANN, M.; SILVA, P. R.R. da. Mapa Hidrogeológico do Rio Grande do Sul: um avanço no conhecimento das águas subterrâneas no Estado. In.: **Anais XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. Cuiabá, 19 a 22 de out. de 2004. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/publique/media/mapa_hidro_rs.pdf>. Acesso em: 18 de jul. 2017.
- GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- GONÇALVES, C. W. P. **O desafio ambiental**. Emir Sader [Org.]. 3º ed. Rio de Janeiro, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Cidades**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=430510>>. Acesso em: 18 de Jul. 2017.
- MORIN, E. **Ciência com consciência**. 16ºed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2014.
- PENA, R. F. A. **Geopolítica da água**. Mundo Educação. Disponível em: <<http://mundoeducacao.bol.uol.com.br/geografia/geopolitica-agua.htm>>. Acesso em: 04 jul. 2017.
- PREFEITURA DE CAXIAS DO SUL. **A cidade**. Disponível em: <<https://www.caxias.rs.gov.br/cidade/>>. Acesso em: 18 de Jul. 2017.
- REIS, L. C. T. dos; BELLADONA, R.; VARGAS, T. de. Determinação de área e volume de um futuro reservatório no município de Caxias do Sul através de modelagem utilizando o modelo digital de elevação Topodata-INPE. In.: **IV Congresso de Pesquisa e Extensão da FSG**, v. 4, n. 4, 2016. Disponível em: <<http://ojs.fsg.br/index.php/pesquisaextensao/article/view/2184>>. Acesso em: 17 de jul. 2017.
- REDCLIFT, M. **Wasted: Counting the Costs of Global Consumptin**. London: Earthscan Publicatinons, 1996.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

REGINATO, P. A. R.; STRIEDER, A. J. Condicionantes geológicos da ocorrência de ferro e manganês em aquíferos fraturados da formação Serra Geral. In.: **Anais XV Encontro Nacional de Perfuradores de Poços e I Simpósio de Hidrogeologia do Sul-Sudeste (Anais)**, Revista Águas Subterrâneas, 2007. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/viewFile/22165/14521>>. Acesso em: 12 de jul. 2017.

SAMAE. **Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto**. Institucional. Disponível em: <<http://www.samaecaxias.com.br/Pagina/Index/6>>. Acesso em 17 de jul. 2017.

SOUZA, A. C. de; ORRICO, S. R. M. Consumo de água na indústria de abate de bovinos do Estado da Bahia. **RBCIAMB**, n.42, pp. 26-36, 2016. Disponível em: <http://abes-dn.org.br/publicacoes/rbciamb/Ed42/RBCIAMB_n42_26-36.pdf>. Acesso em: 12 de jul. 2017.

UNESCO. Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos - **Água para um mundo sustentável**. World Water Assessment Programme, 2015. Disponível em: <http://www.unesco.org/fileadmin/MULTIMEDIA/HQ/SC/images/WWDR2015ExecutiveSummary_POR_web.pdf>. Acesso em: 18 jul. 2017.

VARGAS, T. de; ADAMI, M. V. D.; AVER, E. de A. S.; BELLADONA, R.; ZAGO, M. A.; FRIZZO, E. E. Monitoramento hidroquímico dos córregos afluentes da represa Faxinal, Caxias do Sul - RS. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013. Disponível em: <<http://www.samaecaxias.com.br/Upload/Paginas/Pagina/5056c055-1953-4166-8439-a7c1f7affbeb.pdf>>. Acesso em: 12 de jul. 2017.

OCUPAÇÃO DO ESPAÇO POR ATIVIDADES HUMANAS: PROPOSTA DE ZONEAMENTO AMBIENTAL NO LITORAL SUL DO BRASIL

Jéssica da Silveira Prezzi¹, Daniela Marques Nunes²

¹ Acadêmica do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre/RS

² Doutora em Ciências ênfase Ecologia, Docente no Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Faculdade Dom Bosco de Porto Alegre/RS. E-mail: dan7_7@hotmail.com

1. Introdução

A Ecologia Humana é uma ciência que se destina a compreender as relações do homem com a natureza (Begossi, 1993). Teorias ecológicas podem ser usadas para compreender as atividades humanas e classificar as diversas práticas no uso dos recursos naturais da mesma forma como nos estudos com outras espécies animais (Hardesty, 1975). Nas análises acerca das relações do homem com o ambiente, diferentes grupos humanos são reconhecidos por “espécies culturais” e tais interações são analisadas sob a luz das relações interespecíficas. Em populações humanas, comumente encontramos espécies culturais em desacordo sob o uso dos recursos em regiões costeiras (Berkes, 1984; Castro e Begossi, 1996; Sunye, 2006; Teramoto, 2014; Berkes, 1984; Nunes *et al.*, 2011). Uma alternativa para conter o conflito entre usuários dos recursos é o manejo das atividades locais utilizando estratégias de zoneamento ambiental (ZA). O ZA é um instrumento que incorpora a variável ambiental no âmbito do ordenamento territorial de modo que as atividades humanas a serem desenvolvidas em um determinado espaço sejam viáveis, considerando aspectos ambientais e não somente o ponto de vista econômico ou social (Santos e Ranieri, 2013).

A barra da laguna de Tramandaí no sul do Brasil é cenário da pesca cooperativa da tainha na qual o boto (*Tursiops truncatus*) auxilia o pescador nas suas capturas. No entanto o local é aberto para o turismo, não possui sinalização que indique a área dessa atividade tradicional que acaba sendo desenvolvida junto com esportistas e com pescadores eventuais. O ambiente requer um estudo sobre as relações do homem com o ambiente a fim de subsidiar a elaboração de estratégias de manejo que reduzam os conflitos no uso do espaço e que garanta a manutenção da relação pescador-boto-tainha no tempo. Para isso, esse estudo objetivou analisar com base em modelos ecológicos a partilha do recurso nas dimensões espaço/tempo na barra do Rio Tramandaí, a fim de propor um plano de zoneamento que contemple a manutenção das atividades de pesca, esportivas e o desenvolvimento econômico e sócio-cultural. As etapas a cumprir foram: Identificar o tipo de atividade desenvolvida na área; registrar a quantidade de indivíduos e os horários em cada atividade; analisar a partilha do espaço pelos usuários através do horário das atividades; registrar a natureza e investigar a origem de possíveis conflitos (ecológico ou social) no uso do espaço e a possibilidade de aceitação de um plano de zoneamento para as atividades desenvolvidas além de elaborar um zoneamento para as atividades humanas na área.

2. Materiais e métodos

O estudo foi desenvolvido na área lagunar-estuarina da Barra do rio Tramandaí, RS (29º 58'39"S 50º 07'10"W) durante o período de julho de 2018 a maio de 2019 (inverno, primavera, verão

e outono). As amostragens foram realizadas por observação direta e registro das atividades na área durante a manhã (8:00 às 11:00); meio dia (12:00 às 14:00) e tarde (15:00 às 18:00) quando foram registrados os tipos de atividades desenvolvidas na área.

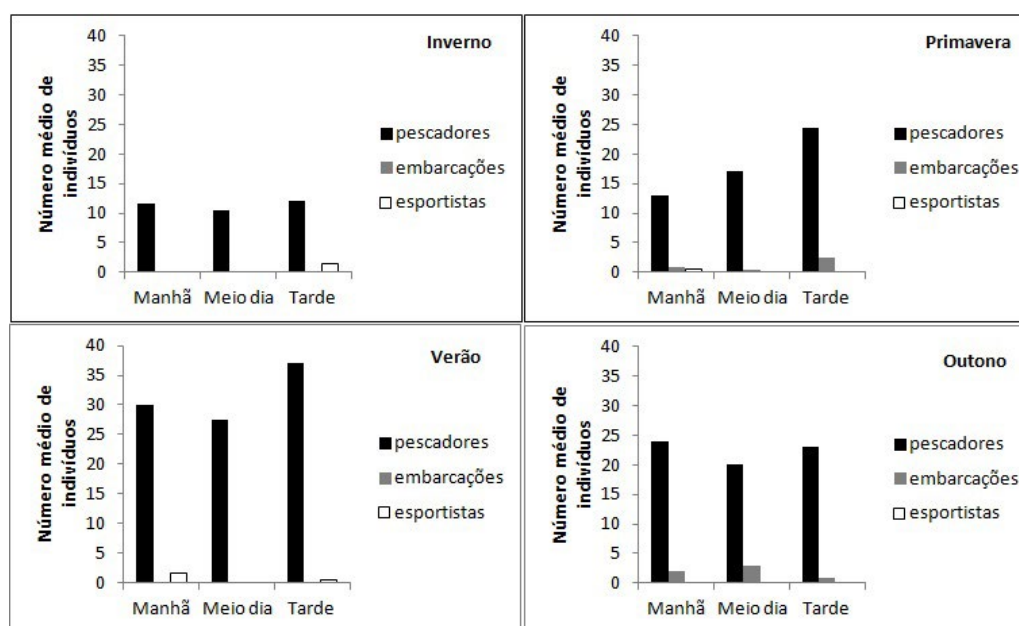
Foi realizado o registro da percepção dos usuários do espaço com o uso de questionários semi-estruturados (Huntington, 2000) para o qual foram entrevistados dez pescadores a cerca dos conflitos no uso do espaço e sobre a aceitação de um plano de manejo para o zoneamento das atividades na barra do Rio Tramandaí RS. (As entrevistas foram realizadas mediante a assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecidas (TCLE)/CONEP (Conselho Nacional de Ética em Pesquisa).

A partilha do espaço foi obtida através do registro do período de atividade que foi determinado pelo nº médio de indivíduos (2 dias) em cada atividade por horário (manhã, meio dia e tarde) em cada estação do ano. As diferenças foram avaliadas com ANOVA *Two way* (Gotelli & Ellison, 2004). A investigação sobre prováveis conflitos foi realizada através das análises ecológicas sobre a partilha do espaço e das respostas dos usuários sobre possíveis atividades conflitantes. Para o plano de zoneamento das atividades foram comparadas as respostas negativas e positivas dos usuários do espaço sobre a aceitação, através do método do χ^2 com correção de *yates* (Gotelli & Ellison 2004). O zoneamento das atividades foi elaborado utilizando um mapa conceitual adaptado de Tavares (2007).

3. Resultados e discussão

Foram identificados três tipos de atividades desenvolvidas concomitantemente na área: a pesca com o boto, práticas esportistas (*Kite Surf, Jet Ski* e natação) e trânsito de embarcações da Petrobrás (Figura 1).

Figura 1- Número médio de indivíduos por período do dia, desempenhando as diferentes atividades durante as estações dos anos de 2018 e 2019 na Barra do rio Tramandaí, RS.



Os resultados indicaram que o verão foi a época do ano de maior atividade na área. O uso frequente do espaço pelos pescadores se deu em todas as estações do ano.

No inverno alguns nadadores utilizaram o espaço e no verão a barra também foi frequentada por esportistas de *Jet Ski* e *Kite Surf* ($F_{(35;105)}$; $p=0.0002$; $gl=3$). No entanto a quantidade de esportistas e de embarcações da Petrobrás parecem não revelar qualquer tipo de conflito ecológico pelo uso do espaço. Diferente do encontrado por Nunes *et al.* (2011) que registrou a segregação ecológica entre pescadores locais e turistas quanto ao uso do espaço em um estuário do estado de SC.

Os registros da percepção dos pescadores sobre a existência de conflitos no uso do espaço revelaram que 90% dos entrevistados citaram algum tipo de conflito nas atividades desenvolvidas na área. Conflitos com pescadores turistas foram apontados por 50% dos entrevistados e 40% indicaram problemas com os esportistas (Tabela 1). Conflitos no uso do espaço são registrados em estudos com pescadores locais, turistas e esportistas e esses conflitos normalmente se resolvem através do uso de regras próprias e em alguns casos pelo respeito às atividades tradicionais de populações locais (Berkes, 1984; Castro e Begossi, 1996; Nunes *et al.*, 2011).

Considerando esses resultados, existem conflitos quanto ao uso do espaço na Barra do rio Tramandaí/RS, no entanto eles devem ser originados por questões diferentes daquelas explicadas pelas teorias ecológicas e devem ser melhores investigados para compor um plano de manejo das atividades locais.

Tabela 1– Número de respostas dadas pelos entrevistados N=10, quanto aos conflitos e ordenamento das atividades na Barra do rio Tramandaí/RS no período de julho de 2018 a maio de 2019.

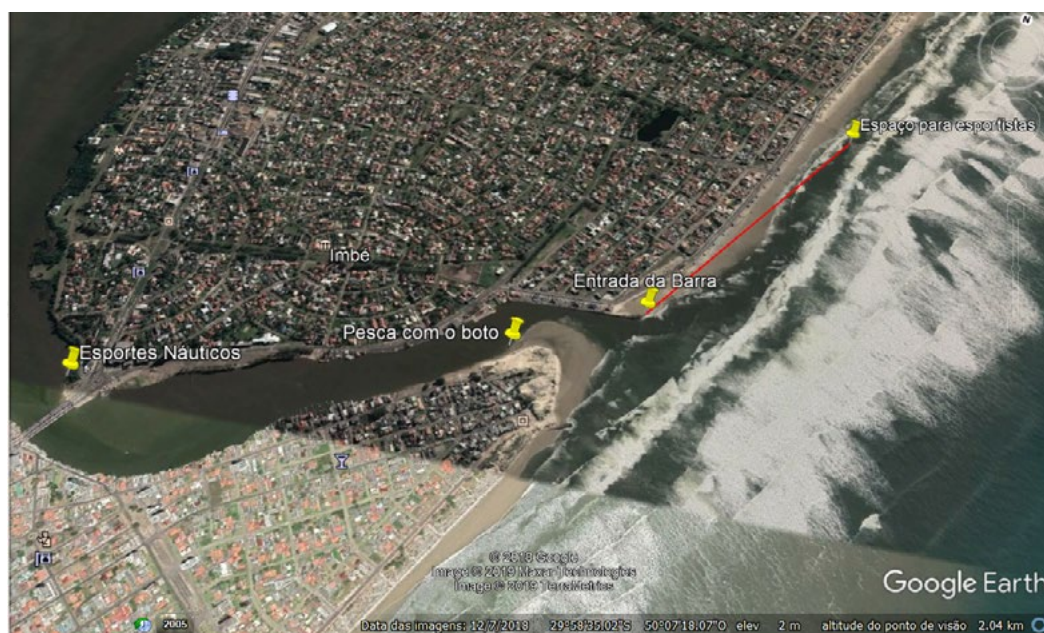
Etnoecologia	Nº de entrevistados
Existência de conflitos no uso do espaço	9
Tipos de Conflitos	
Pescador turista	5
Esportistas	4
Pesca industrial	1
Aceitação do zoneamento	7

No que se refere ao zoneamento das atividades na área, 70% dos entrevistados indicaram a aceitação do manejo (Tabela 1). O zoneamento ambiental foi elaborado a partir de conversas informais com os pescadores que indicaram os principais problemas que originam os conflitos. A fala individual de dois pescadores foi a proximidade dos esportistas de *Kite Surf* que utilizam a entrada do canal da barra. Conforme comentado, esse equipamento esportivo produz uma sombra na água que segundo os entrevistados, acaba afugentando o boto que não entra na barra para a interação com os pescadores na pesca da tainha. Além disso, não foi observado durante o período da pesquisa, placas informativas que mostrem a área utilizada na pesca com o boto. Talvez a falta de sinalização possa ser uma das origens dos conflitos com pescadores turistas. A Figura 2 mostra o mapa conceitual para um plano de zoneamento das atividades na área estudada. A proposta é que esse zoneamento seja temporário, ocorrendo apenas nos meses do verão que é o período do ano de maior atividade na área (Figura 1).

Conforme indicado na Figura 2, as áreas zoneadas para o esporte deverão ser a anterior à ponte do rio Tramandaí ao lado esquerdo da figura e a reta de cordão arenoso na praia à direita. A entrada da barra deverá ficar disponível para a pesca com o boto. E esta área deverá ser sinalizada como a região da barra do rio Tramandaí onde ocorre a pesca com o boto, atividade que deve ser preservada por possuir um caráter de conservação da espécie com potencial turístico, econômico-social para a região. Como essa atividade se desenvolve na desembocadura do rio Tramandaí com o oceano Atlântico, a sinalização deverá conter informações para que não ocorra sobreposição entre as atividades dos pescadores turistas eventuais e a interação dos pescadores tradicionais com o boto. Dessa forma, os conflitos relacionados a competição pelo uso do espaço entre pescadores tradicionais e pescadores turistas podem ser evitados.

Estratégias de zoneamento ambiental para a redução dos conflitos entre as diferentes atividades dos usuários dos recursos foram propostas para zonas recifais de uma praia no sul do litoral do nordeste brasileiro (Melo *et al.*, 2008). Essas estratégias foram sugeridas como forma de ordenar os usos múltiplos da área, da mesma forma que o proposto nesse estudo, objetivando a preservação das atividades tradicionais, da diversidade marinha e das atividades recreativas.

Figura 2– Zoneamento ambiental para as atividades de pesca e esporte realizado na Barra do rio Tramandaí/RS. (Google Earth Pro, 2019).



4. Conclusão

Com esse estudo foi possível descartar a existência de conflitos de origem ecológica entre pescadores tradicionais e esportistas quanto ao uso do espaço na barra do rio Tramandaí/RS. Outras razões acerca do descontentamento dos pescadores sobre o uso compartilhado do espaço com os esportistas devem ser investigadas como aquelas oriundas de questões sociais ou econômicas, uma vez que os pescadores da pesca interativa com o boto comercializam o peixe. A percepção dos pescadores tradicionais acerca da existência de conflitos com pescadores turistas indica a necessidade de sinalização com o uso de placas uma vez que a pesca interativa com o boto é atividade conhecida e tradicional da área. Considerando que o maior período de atividade na área é

nos meses de verão, o zoneamento ambiental proposto poderá ser do tipo temporário, apenas para esse período, e delimitar áreas próprias para cada atividade conflitante.

Sugerimos também, que a área destinada à pesca de tarrafa com a interação boto-pescador, seja sinalizada e utilizada apenas por pescadores tradicionais na atividade de interação com o boto, reservando os demais espaços para os pescadores eventuais ou turistas.

5. Referências

Begossi, A. Ecologia Humana: Um Enfoque das Relações Homem-Ambiente. **Interciência**, v.18, p. 121-132, 1993.

Berkes, F. Competition Between Commercial and Sport Fishermen: An Ecological Analysis. **Human Ecology**, v.12, p. 413-429, 1984.

Castro, F.; Begossi, A. Fishing at Rio Grande (Brazil): Ecological niche and competition. **Human Ecology**, v.24, p. 401-411, 1996..

Gotelli, N.J.; Ellison, A.M. **A primer of ecological statistics**. Sunderland, MA., 510p, 2004..

Hardesty, D.L. The niche concept: Suggestions for its use in human ecology. **Human Ecology**, v.3, p. 71-85, 1975.

Huntington, H. P. Using Traditional Ecological Knowledge in Science: Methods and Applications. **Ecological Applications**, v.10, p. 1270-1274, 2000.

Melo, R. de Sousa; Crispim, M. C.; Viana, E. R.; Lins, R. P. Planejamento turístico e zoneamento ambiental: um estudo de caso nos ambientes recifais das praias do Seixas, Penha e Arraial – PB. **Caderno Virtual de Turismo**, v.8, p. 23-33, 2008.

Nunes, D.M.; Hartz, S.M.; Silvano, R.A.M. Fishing strategies and niche partitioning among coastal fishers in southern Brazil. **Human Ecology**, v.39, p. 535-545, 2011.

Santos, M. R. R. dos; Ranieri, V. E. L. Critérios para análise do zoneamento ambiental como instrumento de planejamento e ordenamento territorial. **Ambiente & Sociedade**, v. xvl, p. 43-62, 2013.

Sunye P.S. Diagnóstico da pesca no litoral do estado de Santa Catarina. In: **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais**, Projeto RECOS: Uso e apropriação dos recursos costeiros. UFPA, 188p., 2006.

Tavares, R. Construindo mapas conceituais. **Ciência e Cognição**, v.12, p. 72-85, 2007.

Teramoto, C.S. **Conflitos entre pescadores artesanais e amadores de Bertioga/SP e adjacências**. Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo. São Paulo, 101p, 2014.

CÁPSULAS DE CAFÉ: UMA ALTERNATIVA DE REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS NA PRODUÇÃO DE ITENS DE ARTESANATO

Natiele Cruber Trindade¹, Gabriel Lopes Resende Reis², Juliana Young³

^{1,2} Estudante de Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul/RS.
E-mail: natiellecruber@gmail.com

² Doutora em Engenharia Civil. Universidade Federal do Pampa, Campus Caçapava do Sul.

1. Introdução

A Educação Ambiental (EA) é um ramo do ensino no qual o educando obtém informações e conhecimentos sobre questões ambientais e seu papel como indivíduo no ambiente, desempenhando papel de agente transformador em relação à conservação ambiental (BORTOLON,2014; DIAS,1994). No decorrer dos anos as questões ambientais vêm se tornando cada vez mais importantes e comentadas. Nesse contexto, a preocupação com o aumento da geração de resíduos, sejam orgânicos ou não orgânicos, como plásticos e metais, têm obtido bastante atenção (MOURA, 2008).

Uma das alternativas mais utilizadas é o reaproveitamento dos resíduos, sendo a ideia central conseguir aumentar a vida útil do material, agora resíduo, utilizando-o para outro fim daquele para o qual foi idealizado, normalmente agregando valor econômico ao resíduo. Outra opção que vem crescendo é a reciclagem, processo industrial que transforma o resíduo, que não teria valor econômico e nem utilidade, em um novo produto. Isso, além da importância ambiental devido à redução de rejeitos, favorece o retorno do resíduo ao mercado com um valor econômico, além de reduzir a extração dessa matéria-prima, ajudando na economia e até gerando uma renda para o fabricante (SEGURA, 2008).

Atualmente, no Brasil somente 13% dos resíduos sólidos urbanos vão para a reciclagem (IPEA, 2017). O reaproveitamento é considerado cada vez mais importante por empresas e pessoas, evitando que os mesmos sejam descartados indevidamente no meio ambiente. Por isso, extremamente necessário para manter a qualidade dos ecossistemas, e a qualidade de vida da população nos centros urbanos. Para que os resíduos possam ser reutilizados, estes devem ser segregados na origem e classificados conforme comanda a Lei Federal 12.305/2010, Política Nacional dos Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

O estímulo ao consumo como impulsor da economia global trouxe consigo mudanças na sociedade, inserindo o hábito da descartabilidade. Isso acarreta “[...] o aumento considerável na geração de resíduos sólidos pós-consumo, com graves consequências ambientais que demandam reação não apenas dos entes públicos, como principalmente dos agentes econômicos.” (PINTARELLI, 2017, p. 131)

Neste cenário cita-se o café, cujo consumo aumenta mundialmente. Não é diferente no Brasil, seu cultivo teve início no século XVIII, mas apenas no século seguinte a produção foi grande o bastante para torná-lo o principal produto da economia do país, as mudas da planta foram cultivadas pela primeira vez, que se tem notícia, por Francisco de Melo Palheta, em 1727, no Pará. (VILELA, 2012).

Segundo Pintarelli (2017) o conceito de café em cápsulas foi criado por Eric Favre, funcionário da Nestlé, na década de 70. Com o passar dos anos a maneira de preparo do café foi repensada até ser desenvolvida a primeira cápsula de café por John Sylvan na década de 90 nos EUA, em parceria com a marca Keurig, a chamada K-Cup, visando as vantagens de tomar café em doses, como evitar o desperdício e facilidade em seu preparo (HAMBLIN, 2015). No entanto, anos mais tarde o criador das cápsulas, John Sylvan, declarou-se arrependido de sua criação considerando que o impacto ambiental causado é enorme (HAMBLIN, 2015).

O consumo dessas cápsulas no Brasil vem aumentando, só em 2015 alcançou 7 mil toneladas. Esse mercado movimentou em 2005 R\$ 19 milhões, e em 2015, R\$ 1,4 bilhões, mostrando uma tendência de incremento ao longo dos anos. O problema desse aumento de consumo é o também aumento da produção de resíduos. As cápsulas são constituídas por diferentes materiais, dependendo da marca, sendo eles principalmente alumínio, plástico e uma parte orgânica, composta pelo café. Essa mistura de constituintes torna o processo de reaproveitamento mais oneroso, visto a necessidade de separar cada um dos constituintes. Como em cada cápsula de café são 6g de conteúdo orgânico e 3g de embalagem, temos então em 7.000.000 kg de cápsulas (vendidas em 2015 no mundo), que correspondente a mais de 750 milhões de unidades de cápsulas. (PIRES, 2018). Considerando-se esses números no panorama nacional, como citado anteriormente - que apenas 13% dos resíduos urbanos são de fato encaminhados para usinas de triagem de reciclados - percebe-se a importância de buscar alternativas para essas cápsulas. No Brasil as mesmas não possuem um destino correto, sendo descartadas no coletor de resíduos orgânicos, cujo destino são aterros sanitários (IPEA, 2017).

A busca por encontrar um reaproveitamento para este material inspirou a elaboração do projeto “Cápsulas de Café: uma alternativa de reaproveitamento na produção de mudas de plantas”, cujo enfoque inicial era estimular a reutilização das cápsulas como invólucro para semear mudas de plantas pelas agricultoras familiares, substituindo os pequenos vasos comprados para essa finalidade. Porém, o objetivo principal é sensibilizar a população da cidade de Caçapava do Sul/RS quanto às questões relacionadas aos resíduos sólidos, a necessidade de redução na produção do mesmo, bem como estimular o seu reaproveitamento sempre que possível e em especial, as cápsulas de café. Dessa forma, esse trabalho visa criar uma consciência na comunidade sobre a responsabilidade compartilhada, em que o cidadão também é responsável pelo resíduo que produz como está previsto na Lei Federal nº 12.305/2010 (BRASIL, 2010, art.30). Ainda, tem por objetivos específicos: promover a sensibilização dos alunos do programa AABB Comunidade, através de construção de horta comunitária, utilizando-se as cápsulas como sementeiras, e oficinas de artesanato com as cápsulas de café, visando possibilitar uma opção futura de geração de renda para esses alunos.

2. Materiais e métodos

Para a realização do trabalho foi necessária a disponibilidade de matéria-prima: as cápsulas de café. Como a ideia principal é de sensibilização da comunidade para a produção de resíduos e sua reutilização, foram contatados os principais comerciantes deste tipo de café na cidade de Caçapava do Sul/RS para a colocação de pontos de coleta em seus estabelecimentos, de forma que os compradores tivessem a opção de devolver as cápsulas após o uso. Também foram instalados pontos de coletas no Banco do Brasil, na Universidade Federal do Pampa e em empresas de serviços que disponibilizam este tipo de café aos seus clientes (cabeleireiros, estéticas, consultório dentário). Os membros do projeto realizavam a coleta das cápsulas descartadas nestes pontos semanalmente.

Após o recolhimento das cápsulas fez-se necessário sua caracterização. Recolheram-se cinco tipos de cápsulas, que apresentavam variação dos seus componentes internos conforme a marca. Em seguida passava-se para o processo de higienização das mesmas, no qual era separada a matéria orgânica ainda presente, dos plásticos e papel metalizado internos, que não seriam utilizados no projeto. Após consulta à associação de catadores do município, Associação Recicla Pampa, os papéis metalizados tornaram-se rejeito visto não ter mercado na região e os plásticos dos filtros foram destinados à associação para a comercialização juntamente com as tampas de garrafa pet.

Após a higienização das cápsulas, as mesmas tornam-se prontas para a realização das oficinas. Neste trabalho abordaremos somente a reutilização das cápsulas nas oficinas de artesanato. O material utilizado para as oficinas, além das cápsulas, são: cola quente, tintas, barbantes, elástico, rendas, feltro, e algumas espécies de plantas conhecidas popularmente como “cactos” e “suculentas”, utilizadas para compor os vasilhinhos. Todas as mudas de plantas foram obtidas por doações. Os artesanatos confeccionados foram brinquedos infantis e artigos de decoração, como guirlandas, enfeites de natal, porta-retratos, castiçal, imãs de geladeiras e vasos de plantas.

Na Figura 1 é possível observar alguns dos artesanatos confeccionados a partir das oficinas com cápsulas de café.

Figura 1: Exemplos de artesanatos



A Figura 1A e 1B, mostram-se os chaveiros e guirlanda confeccionados a partir de cápsulas metálicas. Na Figura 1C, artigos de decoração de ambientes como porta-velas e vasos, e na Figura 1D uma centopeia articulável.

Todos os artesanatos foram pensados e elaborados por meio das oficinas com os voluntários do projeto e com os alunos do programa AABB Comunidade.

3. Resultados parciais e discussão

O projeto está sendo realizado com a previsão para seu encerramento em dezembro de 2019. Entre os resultados já observados está o incremento gradativo de cápsulas depositadas nos coletores do comércio local, indicando que a comunidade está adquirindo o hábito de retornar o resíduo, sinalizando a criação de consciência quanto à responsabilidade compartilhada e preocupação ambiental.

Outro resultado que pode ser apontado é a participação assídua dos alunos do Programa AABB Comunidade nas oficinas de artesanato. Os alunos mostram-se muito interessados nas oficinas, por isso buscamos outro estímulo, conseguindo-se através da EMATER espaço na Feira Municipal

de Artesanatos e Produtos de Caçapava do Sul – FEMAPRO para os alunos apresentarem seus artesanatos, sendo os recursos arrecadados com sua venda utilizados para uma viagem da turma no final do ano.

Todos os produtos confeccionados foram produzidos usando somente as cápsulas de café e outros artigos de baixo custo para que, futuramente, seja viável aos alunos do programa AABB Comunidade - que são alunos das escolas municipais com baixa condição aquisitiva – tenham uma opção de geração de renda.

Confirmamos que há viabilidade da reutilização das cápsulas de café para plantio de sementes, visto sua composição heterogênea. As mesmas serão utilizadas na criação de mudas para a horta comunitária. Entretanto, as cápsulas mostraram-se ineficaz para vasos de plantas perenes devido ao seu tamanho reduzido.

4. Conclusão

Mesmo antes da conclusão do projeto se percebe entre os docentes e discentes da Universidade Federal do Pampa e na comunidade de Caçapava do Sul/RS um processo contínuo para reaproveitamento das cápsulas de café, confirmado pela adesão ao descarte das mesmas nos pontos de coleta. No entanto, há necessidade de intensificar a sensibilização para a necessidade de mudança de atitude frente às questões que envolvem a produção de resíduos sólidos, bem como fortalecer a cidadania ambiental, no sentido proposto por Fischer (2012, p.474):

“A abordagem de uma cidadania ambiental decorre da urgência de se estabelecer novos contornos no modo como o ser humano se relaciona com o meio ambiente. Séculos de degradação e exploração sem preocupação com os efeitos produzidos na natureza, fazem hoje o homem parar e refletir sobre a necessidade de mudança na sua conduta []”.

O projeto conseguiu até o momento desenvolver um olhar crítico dos seus participantes, mas há necessidade de dar continuidade às campanhas de sensibilização da comunidade do município quanto a redução na produção de resíduos e o entendimento da responsabilidade compartilhada do consumidor para a destinação dos mesmos, resultando em um ganho ambiental.

5. Referências

FISCHER, Fabiana Janaina Vargas. Cidadania ambiental global e sustentabilidade. **Revista Eletrônica Direito e Política, Programa de Pós-Graduação Stricto Sensu em Ciência Jurídica da UNIVALI**, Itajaí, v.7, n.1, 1º quadrimestre de 2012. Disponível em: www.univali.br/direitoepolitica. Acesso 18 Mar 2019. ISSN 1980-7791.

BRASIL Lei n. 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política nacional de resíduos sólidos, 2. ed., Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012. 73 p. – (Série legislação; n. 81). Disponível em: https://fld.com.br/catadores/pdf/politica_residuos_solidos.pdf Acesso em 18 Mar. 2019.

BORTOLON, Brenda; MENDES, Marisa Schmitt Siqueira. A Importância da Educação Ambiental para o Alcance da Sustentabilidade. **Revista Eletrônica de Iniciação Científica**. Itajaí, Centro de

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Ciências Sociais e Jurídicas da UNIVALI. v. 5, n.1, p. 118-136, 1º Trimestre de 2014. Disponível em: www.univali.br/ricc - ISSN 2236-5044.

DIAS, Genebaldo Freire. Educação Ambiental: princípios e práticas. São Paulo: Gaia, 1992. 224p.

MOURA, J. **A Importância da educação ambiental na educação infantil.** 2008.

IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. 2017. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=29296 Acesso em 20 Jul. 2019.

SEGURA, Denise de S. Baena. Educação Ambiental na escola pública: da curiosidade ingênua à consciência crítica. São Paulo: Annablume: Fapesp, 2001. 214p.

VILELA, Alysson Oliveira; MARTINS, Luis Ricardo Silva. A preservação ambiental na cafeicultura a luz do Código Florestal brasileiro. **Âmbito Jurídico, Rio Grande, XV**, n. 103, 2012.

HAMBLIN, James. A Brewing Problem: What's the Healthiest Way to Keep Everyone Caffeinated?. **The Atlantic**, v. 2, 2015.

PIRES, André Pagotto de Arruda Lins. ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DE CÁPSULAS DE CAFÉ, 2018.

DESENVOLVIMENTO DE FERRAMENTAS PARA IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE GESTÃO INTEGRADO EM PORTOS: ESTUDO DE CASO NO PORTO DE ITAJAÍ

João Victor da Silva¹, Alexandre Beiro Caraméz²

¹ Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade do Vale do Itajaí/SC

E-mail: jaovvar@edu.univali.br

² Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade do Vale do Itajaí/SC

1. Introdução

O ser humano tem sua evolução de forma facilitada, e sua capacidade de se adaptar a lugares ou a um ambiente é alta, entretanto para a sua sobrevivência algumas modificações nos ambientes naturais onde estão inseridos foram necessárias. Com esta evolução, e conseqüentemente benefícios, ocorreu o avanço dos desequilíbrios e problemas ambientais, tornando-se um problema de preocupação mundial. Com a vinda da Revolução Industrial, em meados do século XVIII, estes problemas tomaram proporções maiores, tendo em vista a preocupação com o crescimento econômico. Sendo assim, iniciaram-se movimentos de cunho ambiental acerca das preocupações com o meio ambiente, conhecidos como conferências, essas as quais foram assinadas para tratar de diversos acordos entre vários países (DIAS, 2009).

Segundo MMA/TSC Brasil (2006), a atividade portuária é conhecida por ser uma atividade geradora de grandes impactos ambientais na localidade onde está presente, muito disso causado pelo o uso do espaço e seus desdobramentos realizados na localidade inserida.

Com os diversos acidentes em grande escala, começou a aumentar a preocupação acerca disto e a sociedade começou a se alertar frente à qualidade ambiental e de segurança, visando o uso sustentável dos recursos. Sendo assim, somente o atendimento as legislações pertinentes não se torna suficiente para sanar as preocupações da sociedade e da alta administração da organização, fazendo com que a empresa repense seus processos, produtos e tecnologias (CERQUEIRA, 2006). Visando isto, foram criados o Sistema de Gestão Ambiental (NBR ISO 14001) e o Sistema de Gestão de Segurança e Saúde Ocupacional (ISO 45001), vide a necessidade de resposta às exigências legais e do mercado, influenciando com que as empresas desenvolvam o gerenciamento de seus riscos ambientais e de saúde e segurança. Por este motivo, grande parte das empresas vem implantando Sistema de Gestão Ambiental – SGA e Sistema de Gestão de Saúde e Segurança Ocupacional – SGSSO, muito em conta de assegurar seu espaço no mercado nacional e até mesmo internacional (SEIFFERT, 2007).

De acordo com Godini & Valverde (2001), várias organizações vêem que a integração dos sistemas de gestão torna-se uma excepcional oportunidade para promover a redução de custos, como por exemplo, a manutenção de diferentes estruturas de controle de documentos, auditorias, registros, dentro outros.

Muitas empresas mesmo assim visam à implantação de sistemas de gestão separado, muito por parte do ramo em que atua, ou pelo seu porte e poder aquisitivo, porém segundo Billig & Camilato (2012), a implantação de um sistema de gestão isolado pode significar uma série de desvantagens para a organização nos mais variados níveis, originando assim um sistema de gestão demasiadamente complexo e confuso. Billig & Camilato (2012) ainda ressaltam, que um sistema de gestão integrado quando implantado corretamente, faz com que minimize e aperfeiçoe os processos e os componentes dos vários sistemas, criando um único sistema de gestão, centrando as atenções para um conjunto único de procedimentos.

Sendo assim, podemos entender que Sistema de Gestão Integrado é uma combinação de processos, procedimentos e práticas utilizadas em uma organização para implementar suas políticas de gestão (DE CICCIO, 2004b). Desta forma, a implantação deste sistema evidencia o comprometimento e a conscientização das organizações em atenderem seus clientes e colaboradores de acordo com os padrões normativos da NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018.

Neste contexto, o presente trabalho visa a realização do mapeamento do processo produtivo através de visita *in loco* e nos setores operacionais, caracterização do contexto da organização por meio do preenchimento de planilha a fim de verificar a importância das oportunidades, ameaças, forças e fraquezas, definição das necessidades e expectativas de partes interessadas por meio de preenchimento de planilha para o levantamento das partes interessadas, determinação do escopo do SGI através da análise com a alta direção das unidades que irão pertencer ao escopo, planejamento da implantação do sistema de gestão integrado por meio da abordagem dos riscos e oportunidades, determinação dos aspectos e impactos e riscos à saúde e segurança ocupacional, atualização dos requisitos legais, e por fim desenvolvimento das ferramentas para possibilitar a implantação do SGI por intermédio da determinação de controles operacionais, monitoramento e medição, atendimento a emergências e definição de objetivos e metas.

2. Materiais e métodos

A elaboração do presente trabalho partiu da utilização de literatura para embasamento do estudo de caso, servindo de suporte na exposição do assunto. Também contou com apoio de pesquisas bibliográficas, eletrônicas, a partir de livros, revistas, artigos sites, para fim da aplicação da metodologia.

2.1 Mapeamento dos processos operacionais do Porto de Itajaí

O mapeamento dos processos operacionais do Porto de Itajaí ocorrerá a partir de observação *in loco*, visitas nos setores operacionais, análise dos documentos existentes e até mesmo consulta com os colaboradores da empresa em questão. Com isso, poderá ser elaborado o fluxograma e caracterização de entradas e saídas destes processos.

2.2 Caracterização do contexto da organização

As normas NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018 estabelecem que a organização deve determinar questões externas e internas que sejam pertinentes para o seu propósito e que afetem sua capacidade de alcançar os resultados pretendidos do seu sistema de gestão. Para a determinação do contexto da organização, a metodologia utilizada foi a de Carames (2018) ao qual realiza a verificação da importância das oportunidades, ameaças, forças e fraquezas, onde primeiramente é realizada

a contextualização da condição enquadrando-as em questões ambientais, sócio culturais, legais, de saúde e segurança ocupacional e demais condições. Com isso são levantadas as oportunidades, ameaças, forças e fraquezas relacionadas a cada condição anteriormente levantada, para que possa ser efetuada a avaliação se está condição se adéqua a questões internas ou externas da organização. A fim de abordar somente as oportunidades, ameaças, forças e fraquezas prioritárias a organização, se utilizará a Matriz GUT – Gravidade/Urgência/Tendência, ao qual com a análise destes três fatores em faixas de valores de 1 a 5, sendo valores próximos de 1 de baixa prioridade e próximos de 5 de alta prioridade, ocorrerá a classificação destas oportunidades, ameaças, forças e fraquezas, tornando-se prioritária a organização as que se enquadrem na matriz como media, grande e alta prioridade.

2.3 Determinação das necessidades e expectativas das partes interessadas

De acordo com a NBR ISO 14001:2015, a organização deve determinar suas partes interessadas pertinentes a seu sistema de gestão ambiental, as necessidades e expectativas destas partes e ainda determinar as necessidades e expectativas que se tornam requisitos legais para a organização. Não obstante, a ISO 45001:2018 expõe que a organização deve determinar as necessidades e expectativas tanto de seus trabalhadores quanto de outras partes interessadas.

A identificação das partes interessadas que podem ser afetadas ou se percebem afetadas por uma decisão ou atividade da organização, será realizada a partir da identificação de quais são suas necessidades e expectativas e ponderação de quais destas serão consideradas pertinentes e, portanto, serão gerenciadas pelo Sistema de Gestão Ambiental e Saúde e Segurança Ocupacional. Com isso, o levantamento das necessidades e partes interessadas será realizado com base na metodologia de Caraméz (2018), ocorrendo o levantamento destas partes interessadas, tendo posteriormente a análise se esta parte interessada se enquadra internamente ou externamente à organização, para que conseguinte ocorra o levantamento das necessidades e expectativas destas partes interessadas. Em suma, todas as necessidades e expectativas que forem pertinentes à organização, serão consideradas como requisito do Sistema de Gestão Integrado, para que assim possa ser estabelecida uma proposta de gerenciamento.

2.4 Escopo do Sistema de Gestão Integrado

Acerca do escopo do sistema de gestão integrado, as normas NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018 trazem que a determinação do escopo tem como objetivo o esclarecimento dos limites físicos e organizacionais aos quais se aplica este sistema de gestão, tendo a organização a liberdade e flexibilidade na definição de seus limites.

Com isso, será realizada com a alta direção da organização uma análise para levar em consideração na determinação do escopo: questões externas e internas, requisitos legais, suas unidades organizacionais, funções e limites físicos, suas atividades, produtos e serviços e sua autoridade e capacidade de exercer controle e influência.

2.5 Determinação de ações para abordar riscos e oportunidades

A norma NBR ISO 14001:2015 evidencia que a organização deve determinar os riscos e oportunidades relacionados aos seus aspectos ambientais e requisitos legais, na mesma linha, a ISO 45001:2018 expõe que a organização deve determinar os riscos e oportunidades que são pertinentes

para os resultados que a organização pretende para o seu sistema de gestão de saúde e segurança ocupacional.

Para a determinação dos riscos e oportunidades, a metodologia a ser utilizada será a de Caramenz (2018), onde através do levantamento da natureza/fonte, o processo ao qual está relacionado, a área a que pertence, o responsável, quem são as partes interessadas, o evento/perigo relacionado e o risco/dano que poderá provocar, será realizada a análise da probabilidade de ocorrência deste risco e oportunidade e a mensuração da consequência que este risco e oportunidade trará. A análise em relação à probabilidade ocorre através do enquadramento nas faixas de valores de 1 a 5, sendo os valores mais próximos de 1 com probabilidade rara e de 5 com probabilidade quase certa. Já para a ocorrência, será a partir das faixas de valores de 1 a 5, onde valores mais próximos de 1 são considerados insignificantes e mais próximos de 5 catastróficos.

Isto posto, ocorrerá a ponderação dos riscos e oportunidades a fim de obtenção de faixas de valores para a classificação dos mesmos, ao qual através da multiplicação da probabilidade e consequência, se obterá a classificação do risco e oportunidade. Por fim, será proposto o tratamento ao risco.

2.6 Determinação dos aspectos e impactos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional

O levantamento dos aspectos e impactos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional será realizado com base na metodologia de Donald (2008), que concilia o levantamento tanto dos aspectos/impactos quanto dos perigos/riscos. Com o levantamento dos aspectos/impactos ambientais e perigo/riscos à saúde e segurança ocupacional, ocorrerá à avaliação de significância, onde será relacionado ao processo produtivo os aspectos/impactos ambientais e perigos/riscos à saúde e segurança ocupacional que devem ser priorizados na realização das ações do sistema de gestão integrado.

Em seguida, ocorrerá a classificação dos aspectos/impactos e perigos/riscos, sendo tal classificação através dos critérios de Situação, Incidência e Classe (Tipo). Finalizada a etapa de classificação, se dará a etapa de avaliação, atribuindo pontos de 1 a 5, levando em conta variáveis de Frequência, Escala, Duração, Gravidade, Facilidade de Correção, Efeitos sobre a imagem da empresa e Postura de Controle Adotado. A análise de significância será realizada por último, realizando a multiplicação do critério de Frequência pela soma dos demais critérios, sendo adotados ao sistema de gestão os aspectos e riscos enquadrados como Moderado e Crítico.

2.7 Atualização dos requisitos legais

A atualização dos requisitos legais pertinentes à organização em relação aos seus aspectos ambientais e riscos será realizada através de pesquisas online em sites dos órgãos reguladores, como CONAMA, CONSEMA, Secretaria do Trabalho do Ministério da Economia, IBAMA, IMA e também normas técnicas e licenças pertinentes à organização. Os requisitos legais diagnosticados serão separados conforme seus âmbitos, sendo internacional, federal, estadual e municipal, constituindo leis, portarias, resoluções, decretos, normas regulamentadoras e instruções normativas, e com isso distinguir os requisitos legais, este ao qual a organização deve atender, e requisitos potenciais, os quais a organização deve somente ter conhecimento.

2.8 Controles Operacionais

Conforme a NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018, a organização deve estabelecer, implementar e até mesmo controlar e manter seus processos a fim do atendimento a seus requisitos do sistema de gestão. Com isso, serão propostos controles operacionais associados aos aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional significativos, através da criação de procedimentos documentados, que visam à padronização e regulamentação dos processos.

2.9 Monitoramentos e Medições

Consonante à NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018, a organização deve monitorar, medir, analisar e avaliar o seu desempenho do sistema de gestão, devendo monitorar e medir seus aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional. Com isso, serão propostos monitoramentos e medições a serem realizados através da proposta de programas de monitoramento, visando controlar seus impactos ambientais e danos aos colaboradores.

2.10 Atendimento a Emergências

Consonante com a NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018, deve ocorrer por parte da organização o estabelecimento, implementação e mantimento de procedimento para atuar sobre os aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional emergenciais, por meio de processos de prevenção e/ou mitigação aos potenciais impactos ambientais e danos à saúde e segurança ocupacional. Isto posto, visando o atendimento as normas citadas, será elaborado um Plano de Atendimento a Emergências, com a necessidade da formação de uma Brigada de Emergência e demais ferramentas para o pleno atendimento as possíveis situações de emergência da organização.

2.11 Objetivos e Metas

Conforme NBR ISO 14001:2015 e ISO 45001:2018, deve-se estabelecer objetivos ambientais nas funções e níveis pertinentes, levando em consideração os aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional. O estabelecimento de objetivos e metas permite que as empresas melhorem continuamente a gestão ambiental da organização.

A definição dos objetivos e metas partirá primeiramente da análise do levantamento dos aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional, abordando os considerados significativos para a organização. A partir disto, os objetivos e metas serão propostos de acordo com a verificação dos aspectos e riscos que se deseja eliminar ou mitigar, através da criação de indicadores que irão mensurar as ações necessárias para sanar ou mitigar e/ou para aqueles em que houver necessidade de investimentos em que haja a necessidade do planejamento orçamentário.

3. Resultados e discussão

O presente trabalho terá como resultados a elaboração de ferramentas para subsidiar a implantação de um Sistema de Gestão Integrado de Meio Ambiente e Saúde e Segurança Ocupacional, por meio do mapeamento do processo produtivo de cada etapa do processo da organização, a caracterização do contexto da organização que pode influenciar em seu sistema de gestão integrado, a determinação das necessidades e expectativas das partes interessadas afetadas pela atividade da organização e do escopo do sistema de gestão integrado da organização, o planejamento da

implantação do sistema de gestão integrado a partir da determinação de ações para abordar riscos e oportunidades, determinação dos aspectos/impactos ambientais e perigos/riscos à saúde e segurança ocupacional e atualização dos requisitos legais, e por fim o desenvolvimento de ferramentas para a implantação do Sistema de Gestão Integrado, através da elaboração de controles operacionais, planos de atendimento a emergências, plano de monitoramento e medição e objetivos e metas.

De acordo com o estudo realizado por Chaib (2005), com a utilização das mesmas ferramentas para implantação de um Sistema de Gestão Integrado, foi possível ocorrer a constatação de que esta implementação acarreta em inúmeros benefícios para a organização. O mesmo autor ainda ressalta que os resultados obtidos com estas ferramentas trazem um controle maior na utilização de sua matéria-prima e insumos, definição de seus objetivos e metas, otimização do processo produtivo e redução de desperdícios e geração de resíduos, ao qual no final propicia o menor desperdício financeiro à organização.

4. Conclusão

Em decorrência da expansão urbana e crescimento da economia local, a atividade portuária tende a cada vez mais crescer, e com isso ocorre à necessidade do controle de seus aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional. Isto posto, este trabalho tem suma importância para o setor portuário, pois trará uma visão ampla dos aspectos ambientais e riscos à saúde e segurança ocupacional, dos requisitos legais relacionados a atividade, e propiciando redução da geração de acidentes, impactos ambiental e de resíduos.

Ainda assim, a aplicação desta metodologia irá promover um modelo de trabalho com melhores resultados ambientais e de segurança, minimizando a possibilidade de autuações e multas, obtendo a melhoria do relacionamento da organização com a circunvizinhança, além de se tornar um diferencial frente a outras empresas, e a entrega à sociedade de um serviço, ou até mesmo produto, com uma qualidade agregada.

5. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR ISO 14.001:2015. **Sistema de Gestão Ambiental – Requisitos com orientações para uso**. Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ISO 45.001:2018. **Sistema de Gestão de Segurança e Saúde Ocupacional**. 2018.

BILLIG, Osvaldo Alencar; CAMILATO, Sergio Paulo. **Sistema de gestão integrada de qualidade, segurança, meio ambiente e saúde**. FTEC Faculdades. Revista Eletrônica, 2009.

CARAMEZ, A. B. **Notas de aula da disciplina de Sistema de Gestão Ambiental**. Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade do Vale do Itajaí, UNIVALI. 2018/2.

CERQUEIRA, J. P. **Sistemas de gestão integrados**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2006.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

CHAIB, E. B. D. **Proposta para implementação de sistema de gestão integrada de meio ambiente, saúde e segurança do trabalho em empresas de pequeno e médio porte: um estudo de caso da indústria metal-mecânica.** Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

DE CICCIO, Francesco, 2004b, “**Sistemas Integrados de Gestão: Agregando Valor aos Sistemas ISO 9000**”, QSP, São Paulo. Disponível em:<www.qsp.com.br>. Acesso em: 29 jan. 2019.

DIAS, Reinaldo. **Gestão Ambiental: Responsabilidade Social e Sustentabilidade** – 1º ed. – 4º reimpr. – São Paulo: Atlas, 2009.

DONALD, R. D. M. **Proposição de um método integrado de levantamento de aspectos/impactos ambientais e riscos a saúde e segurança do trabalho: Um estudo de caso do setor têxtil.** Universidade do Vale do Itajaí. Santa Catarina. 2008.

GODINI, M. D. Q.; VALVERDE, S. **Gestão Integrada de Qualidade, Segurança & Saúde Ocupacional e Meio Ambiente**, Bureau Veritas Brasil, São Paulo.2001.

MMA & TSC Brasil. **Qualidade ambiental e atividade portuária no Brasil – material de treinamento.** Rio Grande: Manual do participante, 2006.

SEIFFERT, M. E. B. **ISO 14001 Sistemas de Gestão Ambiental: Implantação objetiva e econômica.** 3 ed. Revisado e ampliado. São Paulo: Atlas, 2007.

APLICAÇÃO DE FERRAMENTA DE ANÁLISE DE RISCOS AMBIENTAIS EM UM ABATEDOURO DO VALE DO TAQUARI

Karin Chiesa¹, Marcelo Luís Kronbauer²

¹ Engenheira Ambiental. E-mail: karinchiesa@univates.br

² Docente do Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas – CETEC/UNIVATES

1. Introdução

Um dos maiores desafios que a humanidade enfrenta é a busca por um sistema que concilie o desenvolvimento econômico e a preservação ambiental dado que os efeitos visíveis de desequilíbrios causados pelo homem na natureza assumem proporções cada vez mais significativas (CAPAZ; HORTA NOGUEIRA, 2014).

Sabe-se que o setor de agronegócio brasileiro possui grande relevância no cenário econômico mundial, sendo responsável por uma importante parcela da produção mundial de carnes. Contudo, apresenta-se como um setor altamente poluente e, por conta disso, torna-se imprescindível buscar alternativas que possibilitem uma gestão adequada que minimize os impactos ambientais sobre o meio ambiente e sobre o próprio homem (ARAÚJO; COSTA, 2014).

De acordo com Soares *et al.* (2013), a ferramenta FMEA é um método que tem por objetivo identificar possíveis falhas em processos produtivos ou produtos, possibilitando obter uma visão geral de todas as atividades da empresa gerando maior confiabilidade nos serviços ofertados. Com a aplicação da ferramenta FMEA é possível apontar as atividades com maiores impactos ambientais sendo que a escolha desta ferramenta se dá em função da priorização que ela possibilita através da aplicação de índices de criticidade (Gravidade, Ocorrência, Detecção), os quais agregam valores para que possam posteriormente serem avaliados os maiores riscos ambientais, a fim de implementar ações corretivas e preventivas, quando se fizer necessário.

Diante deste cenário, o objetivo geral do presente trabalho foi realizar um diagnóstico ambiental da situação atual de um empreendimento do ramo frigorífico localizado no Vale do Taquari, através da análise dos principais aspectos e impactos ambientais pertinentes ao processo produtivo da empresa, elencando planos de gestão ambiental visando atender integralmente a legislação ambiental vigente por meio da implantação de ferramenta de gestão ambiental FMEA – *Failure Modes and Effects (Análise dos Modos de Falha e seus Efeitos)*. A mesma traz como principal vantagem a identificação e eliminação (total ou parcial) dos principais problemas existentes no processo relacionados ao meio ambiente. Ainda, proporciona a empresa um melhor conhecimento dos problemas do processo como um todo, auxiliando a mesma na elaboração de ações de melhorias de acordo com prioridades baseadas em dados devidamente monitorados, além da redução de custos de operação por meio da prevenção e da redução de desperdícios (RAMOS, 2013).

2. Materiais e métodos

O método de avaliação ambiental utilizado neste estudo foi baseado na identificação dos principais aspectos e impactos ambientais gerados pela atividade industrial. Por meio de visitas

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

técnicas na unidade fabril, juntamente com materiais e documentos fornecidos pelo empreendedor, foi possível realizar um diagnóstico ambiental das principais entradas e saídas de cada operação do processo produtivo, sendo possível identificar as fragilidades e problemas enfrentados na atual configuração da gestão ambiental da unidade. Em um segundo momento, estes dados foram compilados por meio da utilização da matriz FMEA, que permitiu avaliar os principais setores com seus respectivos modos de falhas potenciais que possam comprometer a qualidade do meio ambiente gerando assim, um impacto ambiental no mesmo. Os Quadros 1, 2 e 3 demonstram os parâmetros utilizados na determinação do Índice de Risco Ambiental (IRA) para cada setor produtivo.

Quadro 1 - Parâmetros para classificação do índice de gravidade de impacto (G)

ÍNDICE	DESCRIÇÃO
1	Difícilmente será visível.
2	Muito baixa para ocasionar um impacto ao meio ambiente
3	Baixa mas poderá causar impacto ao meio ambiente em longo prazo (anos)
4	Impacto baixo ou muito baixo ao meio ambiente em curto prazo (meses)
5	Não conformidade com requisitos legais e normativos - impacto baixo ao meio ambiente
6	Não conformidade com requisitos legais e normativos - impacto moderado ao meio ambiente
7	Impacto somente a saúde das pessoas envolvidas diretamente na tarefa
8	Impacto baixo ao meio ambiente e sérios prejuízos a saúde das pessoas envolvidas na tarefa
9	Sério prejuízo a saúde das pessoas envolvidas diret. na tarefa e moderado impacto ao meio ambiente
10	Impacto imediato ao meio ambiente e a saúde dos funcionários e moradores da vizinhança

Fonte: Adaptado de Campani e Conte (2007).

Quadro 2 - Parâmetros para classificação do índice de ocorrência da causa (O)

ÍNDICE	DESCRIÇÃO
1	Improvável: não foi observado ou não ocorreu
2	Remota: não foi observado mas pode ter ocorrido
3	Muito Baixo: ocorreu pelo menos uma vez no período
4	Baixo: ocorreu de 2 a 5 vezes no período
5	Médio baixo: ocorreu de 6 a 8 vezes no período
6	Médio: ocorreu de 8 a 12 vezes no período
7	Médio alto: ocorreu de 12 a 15 vezes no período
8	Alto: ocorreu de 15 a 18 vezes no período
9	Muito alto: ocorrência de até 80% (24 dias) do período ou a cada vez que se executa a tarefa
10	Sempre: ocorre sempre que se executa a tarefa ou mais de 80% do período

Fonte: Adaptado de Campani e Conte (2007).

Quadro 3 - Parâmetros para classificação o grau de detecção do impacto e solução (D)

ÍNDICE	DESCRIÇÃO	ÍNDICE	DESCRIÇÃO
1	Detecção rápida e solução rápida (em até 3 meses)	6	Detecção a longo prazo e solução rápida (até 3 meses)
2	Detecção rápida e solução a médio prazo (em até 6 meses)	7	Detecção a médio prazo e solução a longo prazo (entre 6 e 12 meses)
3	Detecção a médio prazo e solução rápida (em até 3 meses)	8	Detecção a longo prazo e solução a médio prazo (em até 6 meses)
4	Detecção rápida e solução a longo prazo (entre 6 a 12 meses)	9	Detecção a longo prazo e solução a longo prazo (entre 6 e 12 meses)
5	Detecção a médio prazo e solução a médio prazo (em até 6 meses)	10	Sem detecção e/ou sem solução - sem controle

Fonte: Adaptado de Campani e Conte (2007).

Índice de Risco Ambiental (IRA): obtido pela multiplicação dos valores estimados para cada um dos três índices anteriores. Utilizou-se os seguintes parâmetros de referência para classificar os índices de risco ambiental (IRA):

- IRA < 100 = baixo impacto ao meio ambiente
- 101 < IRA < 500 = moderado impacto ao meio ambiente
- IRA > 501 = elevado impacto ao meio ambiente

3. Resultados e discussão

Através da análise da matriz FMEA para os diferentes setores da empresa (pré-abate, abate e pós abate) foram identificadas 23 (vinte e três) atividades que apresentaram maior risco potencial. Os Quadros 4, 5 e 6 mostram as pontuações atribuídas para os índices de gravidade do impacto, ocorrência da causa e detecção do impacto, além do índice de risco ambiental de cada modo de falha.

Quadro 4 – Pontuações atribuídas para o setor de pré-abate

Item	Modo de falha potencial	G	O	D	IRA
1	Fissuras no piso dos currais.	3	2	2	12
2	Direcionamento do efluente de forma inadequada (água contendo esterco/urina proveniente da limpeza dos currais e caminhões).	6	10	5	300
3	Consumo excessivo de água usada na limpeza dos currais e lavagem dos animais.	6	9	5	270
4	Transbordamento de água nos bebedouros dos currais.	3	3	1	9
5	Vazamento de óleo durante a lavagem dos caminhões.	6	4	5	120
6	Manejo inadequado com os animais causando ferimentos/fraturas, contusões, hematomas nas carcaças, pisoteamento, adoecimento e até a morte dos animais.	2	2	1	4

Fonte: Da autora (2017).

No setor de pré abate, o IRA mais elevado foi atribuído ao modo de falha “direcionamento do efluente de forma inadequada (água contendo esterco/urina proveniente da limpeza de currais e caminhões) à ETE”. Verificou-se que isto ocorre devido ao direcionamento inadequado das canaletas que conduzem todo o efluente até a ETE, descumprindo a licença ambiental vigente. Santos *et al.* (2014) frisa que as indústrias precisam estar atentas à legislação a que estão sujeitas para evitar não somente as multas mas, sobretudo, a associação da sua imagem à degradação do meio ambiente numa sociedade que está cada vez mais sensível as questões ambientais. Para isto, algumas recomendações se fazem necessárias para a minimização deste impacto, tais como a readequação das canaletas enviando o material succionado para a esterqueira onde atualmente é disposto o rúmen, respeitando o período de estabilização do material antes de disposição em solo. Recomenda-se que, antes da lavagem com água do piso dos currais também é possível que os resíduos de esterco sejam coletados por meio de pás, raspadores ou escovas, acondicionados em tambores e encaminhados com carrinho ou trator até o local de armazenamento temporário. Ademais, pode-se reutilizar a água tratada pela ETE para a lavagem de currais e caminhões, minimizando assim, a utilização de água potável.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Quadro 5 – Pontuações atribuídas para o setor de abate

Item	Modo de falha potencial	G	O	D	IRA
1	Consumo excessivo de água (poço tubular profundo) para uso em atividades de limpeza das carcaças, pisos e equipamentos.	9	9	8	648
2	Comprometimento da qualidade e quantidade da água subterrânea.	9	10	2	180
3	Consumo excessivo de energia elétrica e térmica (vapor e água quente).	6	8	7	336
4	Direcionamento inadequado do efluente da “área limpa” (água + sangue + gordura da lavagem das carcaças).	9	10	7	630
5	Direcionamento inadequado do sangue que permanece nas carcaças dos animais.	9	10	7	630
6	Acondicionamento inadequado de materiais não comestíveis (chifres, cabeça, pelego, couro, cascos, rins, ossos, aparas de carne e gordura).	8	10	2	160
7	Destinação inadequada dos MER's (material específico de risco).	8	10	5	400
8	Inexistência de lavanderia para higienização de uniformes.	8	10	4	320
9	Manipulação de produtos/materiais sem uso de EPIs adequados.	7	7	2	98
10	Ritmo de trabalho intenso com sobrecarga de funções; trabalhos físicos repetitivos;	7	8	4	224
11	Exposição dos profissionais a riscos químicos e físicos.	8	10	3	240
12	Destinação final inadequada do rúmen e esterco.	6	9	2	108

Fonte: Da autora (2017).

No setor de abate, o modo de falha que obteve IRA com valor mais elevado refere-se ao “consumo excessivo de água no abate (poço tubular profundo) para uso em atividades de limpeza de carcaças, pisos e equipamentos”. Dentre as medidas recomendadas, orienta-se a empresa a realizar o cercamento e a instalação de hidrômetro para o controle da vazão de forma confiável, garantindo a conservação da qualidade e quantidade da água, assim como o atendimento a legislação ambiental, além da substituição das canalizações que encontram-se enferrujadas. Outra questão refere-se a mensuração exata da quantidade de água consumida, devendo este controle ser realizado nos principais pontos de consumo da indústria, com a elaboração de planilhas de consumo de água. Campanhas de conscientização junto aos colaboradores para otimizar o consumo de água em cada etapa produtiva também são ações importantes, bem como rever as práticas operacionais de limpeza e desinfecção. A instalação de esguichos nos dispositivos de saída de água (mangueiras), manter os dispositivos de abertura/fechamento próximos aos operadores e a realização inspeções periódicas do consumo de água também são sugestões descritas por Pacheco (2006). Deve-se também realizar o licenciamento ambiental (outorga) do poço tubular existente, que hoje encontra-se irregular.

Quadro 6 – Pontuações atribuídas para o setor de pós-abate

Item	Modo de falha potencial	G	O	D	IRA
1	Área de armazenamento de resíduos com mistura de materiais.	6	9	5	270
2	Resíduos sólidos sem identificação.	6	10	3	180
3	Manuseio de material contaminado (papel/papelão/plástico) de forma inadequada.	6	7	4	168
4	Manuseio e acondicionamento inadequado de insumos (pelego e couro).	8	10	2	160
5	Emissão de gases refrigerantes das câmaras frigoríficas.	3	10	7	210

Fonte: Da autora (2017).

Por fim, o modo potencial de falha que obteve IRA com valor mais elevado no setor de pós-abate refere-se a “área de armazenamento de resíduos sólidos com mistura de materiais”. A inexistência de baias de separação dos resíduos perigosos/não perigosos e de instalações construtivas adequadas, a falta de orientação dos colaboradores quanto a segregação e destinação adequada

dos resíduos e de um responsável direto pelo gerenciamento dos resíduos gerados comprometem o correto gerenciamento destes resíduos. Para isto, deve-se realizar imediatamente a implantação e monitoramento do PGRSI existente, porém ainda não implantado adequando o acondicionamento, armazenamento e destinação de resíduos que se encontram fora do estabelecido pela PNRS (Lei 12.305/10). Também, é necessário readequar a área de armazenamento instalando baias de separação para o acondicionamento dos resíduos perigosos dos não perigosos, impermeabilização do piso, instalação de luminária, com porta cadeada e placa de identificação do local, permitindo o acesso somente de pessoas autorizada. Ainda, deve-se realizar o controle por meio de planilhas diárias da geração de resíduos em cada setor produtivo, a fim de manter informações coerentes e confiáveis de acordo com a real geração de cada tipologia de resíduo.

4. Conclusão

Através dos levantamentos realizados *in loco* e avaliações realizadas, pode-se dizer que a matriz FMEA é um método direcionado para a quantificação dos riscos ambientais, permitindo que a empresa possa ter uma visão sistêmica de todos os setores da empresa, estabelecendo prioridades de ações preventivas ou corretivas de acordo com o índice de risco ambiental (IRA) encontrado em cada atividade.

Acredita-se que com este estudo foi possível identificar com clareza os principais riscos ambientais enfrentados pela empresa por meio da utilização do método FMEA. Com base nele é possível obter um diagnóstico ambiental da empresa de forma confiável, a fim de auxiliá-los na implementação de melhorias que visem o atendimento integral da licença ambiental vigente. Espera-se ainda, que a empresa faça uso deste estudo para implementar programas que trarão benefícios a empresa como a redução de riscos de possíveis impactos e a melhoria significativa na administração dos recursos naturais, materiais e humanos. Além disso, a implementação das ações propostas poderão trazer o fortalecimento da imagem da empresa junto à comunidade, assim como fornecedores, clientes e autoridades trazendo a empresa inúmeras vantagens como a padronização de processos e a minimização significativa de riscos potenciais, visando garantir a melhoria contínua de seus processos e a harmonia com o meio ambiente.

5. Referências

ARAÚJO, P.P.P.; COSTA, L. P. Impactos ambientais nas atividades de abate de bovinos: um estudo no matadouro público municipal de Caicó-RN. **Holos**, 2014. Disponível em: <http://fcst.edu.br/site/wp-content/uploads/2015/04/artigo_matadouro_caico.pdf>. Acesso em: 06 jan. 2017.

CAMPANI, Darci Barnech; CONTE, Eduardo Aiolfi. FMEA como ferramenta de apoio à implementação do sistema de gestão ambiental. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, 2007.

CAPAZ, Rafael Silva; HORTA NOGUEIRA, Luiz Augusto. **Ciências ambientais para engenharia**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014.

RAMOS, Grace Morais da Silva. Utilização do método FMEA para avaliação do risco ambiental em indústria de piso e revestimento cerâmico. **Revista On-line IPOG**. Fortaleza, 01 de julho de 2013. Disponível em: <<https://www.ipog.edu.br/download-arquivo-site.sp?arquivo=utilizacao->

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

do-metodo-fmea-para-avaliacao-do-risco-ambiental-em-industria-de-piso-e-revestimento-ceramico-12617195.pdf.>. Acesso em: 07 ago. 2017.

SOARES, Adeliane Marques *et al.* O FMEA como método de avaliação do risco ambiental: estudo de caso em uma lavanderia na região de natal-RN. In: XXXIII ENCONTRO NACIONAL DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO. A Gestão dos Processos de Produção e as Parcerias Globais para o Desenvolvimento Sustentável dos Sistemas Produtivos. Salvador. 08 a 11 de outubro de 2013.

INTELIGÊNCIA GEOGRÁFICA NO CAMPUS DARCY RIBEIRO - SMARTCAMPUS

**Francisca Deuzilene Nobre de Lima¹, Camila de Souza Azcutia², Felipe Pereira de Lima³,
Edilson de Souza Bias⁴, Abimael Cereda Júnior⁵**

^{1,2} *Graduanda em Ciências Ambientais. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, CEP: 70.910-900 - Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte - Brasília, DF, Brasil. ¹E-mail: dielima02@gmail.com.*

³ *Graduando em Gestão Ambiental. Campus Faculdade de Planaltina, Universidade de Brasília, CEP: 73.345-010 - Planaltina, DF, Brasil.*

⁴ *Professor Doutor em Geografia. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, CEP: 70.910-900 - Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte - Brasília, DF, Brasil.*

⁵ *Professor Doutor em Engenharia Urbana. Departamento de Engenharia Civil. Universidade Federal de São Carlos, CEP: 13565-905, Rod. Washington Luis, km 235, São Carlos - SP, Brasil.*

1. Introdução

O atual crescimento das cidades busca uma gestão mais participativa e inteligente, enquadrando-se no conceito que surgiu na década de 1970 denominado Smart Cities. Diante disso, as universidades são vistas como cidades em razão do alto número de pessoas circulantes, necessitando de uma organização territorial, com o uso de ferramentas que permitam uma visão espacial integrativa.

A gestão e o planejamento de Campi Universitários devem ser observados como uma complexa unidade-territorial carecendo da utilização em sua estrutura de gestão de ferramentas de análise geoespaciais, como aporte técnico e metodológico para o seu entendimento integrado (CEREDA et al., 2019).

Frente às tecnologias em rede existentes na sociedade, várias ações governamentais e sociais estão promovendo inovações das cidades para as “cidades inteligentes” conhecidas como *Smart Cities* (REMEDIO; SILVA, 2017). Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo a construção de uma base de dados, por meio de Sistema de Informação Geográfica, com o desenvolvimento de um modelo de inteligência geográfica para o Campus Darcy Ribeiro - Smart Campus, buscando contribuir de forma participativa e interativa para os processos de gestão, com uma visão espacial sobre o uso e ocupação, rotas e caminhos dentro da universidade, segurança e infraestrutura da universidade, bem como o conhecimento sobre a sua vegetação e a importância de áreas verdes para o conforto térmico e melhor qualidade de vida de todos os envolvidos da academia.

2. Materiais e métodos

O presente estudo faz parte do projeto “Construção de Base de Dados para a Implantação de um Modelo de Inteligência Geográfica no Campus Darcy Ribeiro – SmartCampus”, financiado pela FAP-DF, o qual se encontra em fase de execução, com conclusão prevista para julho/2020. As atividades foram desenvolvidas em etapas, as quais iniciaram-se pela capacitação do grupo por meio dos cursos em ArcGIS Pro ArcGIS Online e seus complementos (APPS) da ESRI, bem como da Plataforma GNSS

Catalyst da Trimble Navigation; e, posteriormente, na estruturação do banco de dados por meio do levantamento das informações em campo e a caracterização da área estudo.

O Campus Darcy Ribeiro situado em Brasília (Região Administrativa I), Distrito Federal, bairro Asa Norte, apresenta estrutura física em torno de 400 hectares, com aproximadamente 50.000 pessoas em circulação diária (UnB, 2019) e situada na região que apresenta dois períodos bem definidos: seco e chuvoso, conforme a classificação de Koppen, com variações de temperatura, caracterizado por vegetação Cerrado strictu sensu, solo do tipo Latossolo, relevo plano a suave ondulado (CODEPLAN, 2018). A área de análise foi delimitada conforme a Resolução Conselho Diretor N^o 0007/2016, com detalhamento direcionado para cada departamento, conforme observado na Figura 1.

Figura 1: Área de Estudo - Campus Darcy Ribeiro/Universidade de Brasília



Fonte: elaborado pelos autores.

Dentre os diversos dados coletados para o alcance do objetivo proposto, citam-se: demografia (fluxo de pessoas), bem como o levantamento florístico (cadastramento e análises da vegetação arbórea por meio da dendrometria¹), com a utilização do software ArcGIS Pro e o levantamento em campo realizado com os equipamentos Antena Trimble Catalyst, tendo sido utilizado como coletora de dados um Smartphone Moto G6 play. A Antena Trimble Catalyst é um equipamento para rastrear sinais de GPS e GALILEO, com uma precisão métrica ou sub-métrica entre 30cm-75cm, conectado aos dispositivos Android (Santiago & Cintra, 2019). No presente trabalho, os dados foram coletados com a precisão de 30cm.

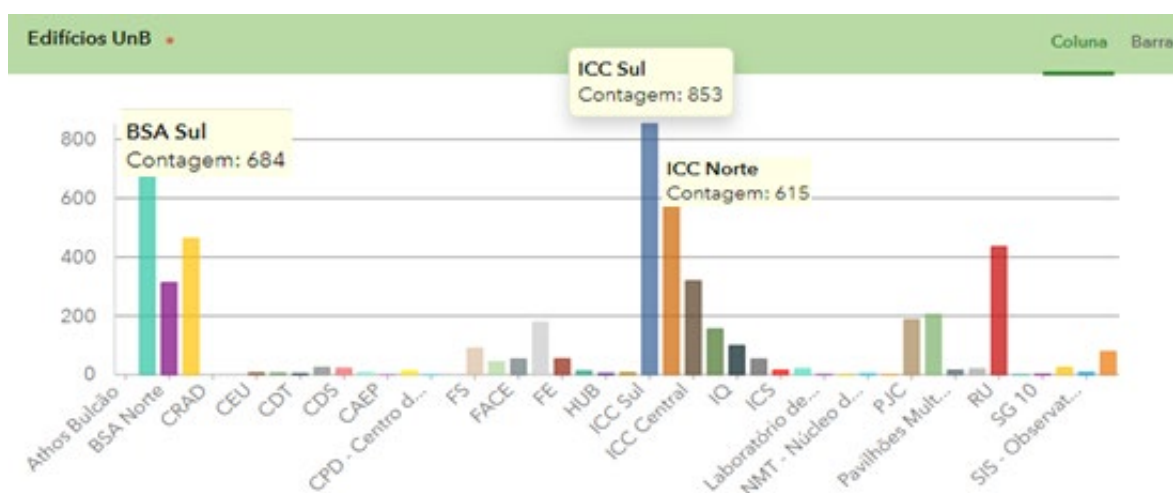
1 Segundo Silva; Paula Neto (1979); Campos (1993); Machado; Figueiredo Filho (2003), dendrometria tem origem grega (DENTRO = árvore e METRIA = medição) e se refere à medição da árvore com dados sobre os recursos florestais (apud SOARES et al. 2011).

3. Resultados e discussão

O conhecimento adquirido ocasionou ao grupo a capacidade de desenvolver diferentes formas de análises contribuintes para a tomada de decisão acadêmica direcionada para a melhoria do campus. Com a base de dados a ser gerada, a universidade poderá proporcionar a todos a interação das informações do campus, ocasionando uma gestão integrada, participativa e voltada para a resolução de problemas e, conseqüentemente, melhorias sociais de todos.

Para as análises referente ao fluxo de pessoas no campus, aplicou-se um questionário com o intuito de se conhecer os ambientes mais frequentados, de modo a promover melhorias relacionadas ao bem estar de todos, como a ampliação no sistema de segurança (cuja base de dados também faz parte do sistema de inteligência geográfica do presente projeto e encontra-se em andamento) para evitar futuros contratempos no ambiente educacional. Foram entrevistados 1.699 pessoas, entre estudantes e servidores, cujos resultados mostraram que o Instituto Central de Ciências Sul (ICC Sul) é o departamento com maior fluxo de pessoas (853), seguido pelo Bloco de Salas de Aula Sul (BSA Sul) e o ICC Norte (Instituto Central de Ciências Norte), conforme pode ser observado na Figura 2.

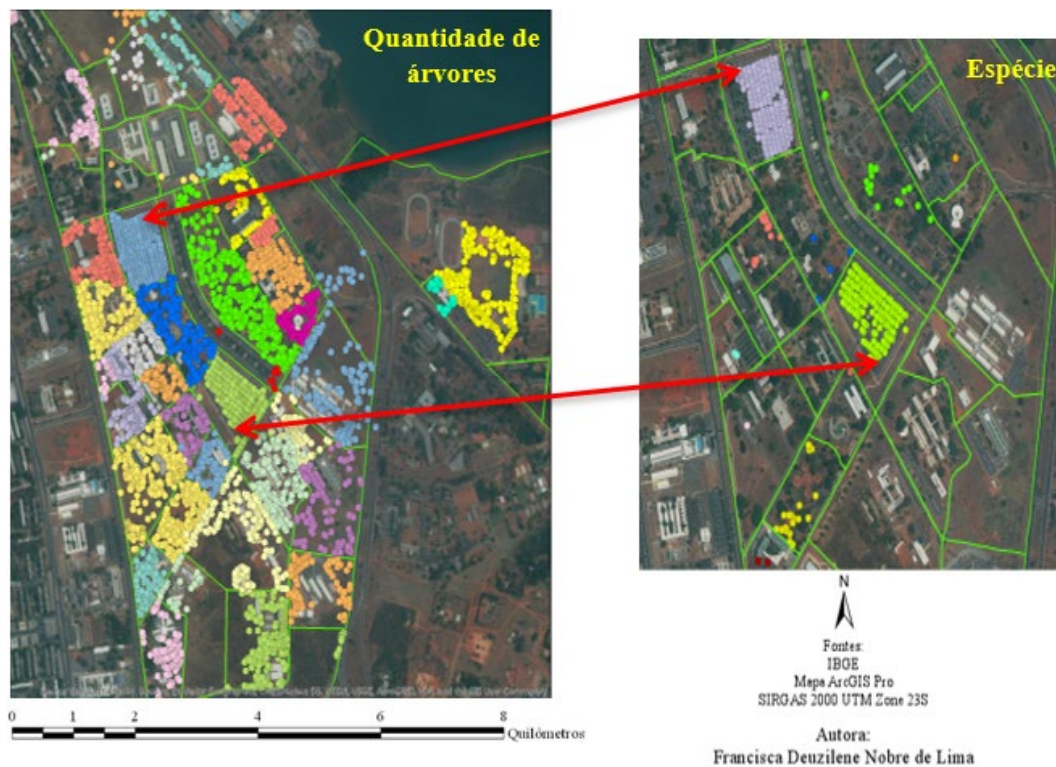
Figura 2: Demografia no Campus Darcy Ribeiro/Universidade de Brasília



Fonte: elaborado pelos autores.

Em relação ao levantamento da vegetação arbórea do Campus, foram cadastradas cerca de 6.200 unidades, sendo que a área mais central da universidade a qual envolve os departamentos: Blocos de Sala de Aula (Norte e Sul), CDS (Centro de Desenvolvimento Sustentável), Centro Comunitário Athos Bulcão, Centro Olímpico (CO), CEU (Casa do Estudante Universitário), Estacionamentos Norte e Sul, ICC Central, ICC Sul, ICC Norte, Face (Faculdade de Economia), FD (Faculdade de Direito), PJC (Pavilhão João Calmon), Reitoria e outros, possui em torno de 6.040 árvores (Figura 4), cuja espécie mais presente foi a *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., conhecida como Cambuí, e com diversas utilizações em: construção civil, marcenaria, reflorestamento de áreas degradadas e chá da casca como contraceptivo (Figura 5).

Figura 4: Quantidade de Árvores e a Espécie *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no Campus Darcy Ribeiro/Universidade de Brasília



Fonte: elaborado pelos autores.

Figura 5: Espécie *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. no Estacionamento do ICC Norte



Fonte: Adaptado do Google Maps (2019).

A presença da vegetação é fundamental para que haja o maior conforto térmico nos ambientes e uma maior interação entre as pessoas, de modo a tornar a universidade mais agradável por meio de novas amizades, maior participação e união acadêmica, melhor desenvolvimento de atividades nas áreas ao ar livre, bem como outras ações que podem ser aprimoradas com a presença de áreas verdes. E isto pode ser relatado por vários fatores, como: a formação de sombras (ocasiona às pessoas momentos de descanso mais agradáveis), maior umidade, menor temperatura e maior “sensação de frescor” principalmente no período seco onde a cidade apresenta uma elevada temperatura e menor umidade.

Observaram-se que é possível tornar um ambiente com uma gestão mais eficaz, delineando uma melhor segurança e proporcionando para todos uma maior confortabilidade quanto ao percurso

realizado diariamente. Quanto à presença arbórea, será importante para que a universidade possa tomar decisões quanto à melhoria no que tange o conforto térmico, bem na decisão das disposições de novas edificações para atender a demanda interna, considerando a importância de áreas verdes as quais proporcionam a diminuição na temperatura, melhor sensação térmica e melhor qualidade de vida.

4. Conclusão

Ressalta-se que o projeto se encontra em andamento, e possui uma característica multidisciplinar, realizando no momento, somente a construção das bases de dados que permitirão análises futuras e, proporcionando o conhecimento de uma realizada que permanecia obscura para a gestão. Ressalta-se que as informações serão disponibilizadas para a população universitária por meio de um Geoportais. Observou-se com os trabalhos a potencialidade das ferramentas de inteligência geográfica que possibilitaram alcançar os objetivos desejados.

5. Referências

CEREDA JUNIOR, A.; Bias, E. de S.; Ribeiro, R.J.C.; Lima, F.; Cavalcanti, G.; Garcia, L. E.; Sales, V.; Miranda, A. T.; Azcutia, C. de S.; Sant Novas tecnologias no Planejamento e Gestão de Campi Universitários: o Smart Campus UnB. In: Seminário CHIS, UnB, 2019.

CODEPLAN - Companhia de Planejamento do Distrito Federal. Atlas do Distrito Federal 2017. Brasília, 2018. 114 p.

GOOGLE EARTH-MAPAS. Disponível em: <https://earth.google.com/web/@-15.76216798,-47.87125628,1039.60790631a,0d,60y,347.66695487h,85t,0r/data=IhoKfKRTQVZKRUIwS0ZVeS12Z3Rnd0piTVEQA>. Acesso em: 29 ago 2019

REMEDIO, J. A.; SILVA, M. R. O uso monopolista do Big Data por empresas de aplicativos: políticas públicas para um desenvolvimento sustentável em cidades inteligentes em um cenário de economia criativa e de livre concorrência. Revista Brasileira de Políticas Públicas, Brasília, v. 9, p. 673; 680, 2017.

Santiago & Cintra - Geo-Tecnologias. Antena digital Trimble Catalyst. Disponível em: <https://www.santiagoocintra.com.br/produtos/mapeamento-e-gis/antena-digital-trimble-catalyst>. Acesso em: 28 jul. 2019.

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. Princípios e Unidades de Medida (Cap 1). In: Dendrometria e Inventário Florestal. Editora UFV. 2011.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA. Resolução do Conselho Diretor n. 0007/2016. Brasília, 2016.

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA. Brasília - Darcy Ribeiro. Disponível em: <https://www.unb.br/campi/brasilia-darcy-ribeiro?menu=424>. Acesso em: 25 jul. 2019.

PLANEJAMENTO E ORDENAMENTO AMBIENTAL EM TRECHO DA AVENIDA PERIMETRAL NO MUNICÍPIO DE PASSO FUNDO – RS

Ana Carla Scariot¹, Pietra Taize Bueno², Rafael Stefanon³

^{1,2,3} Acadêmicos do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Passo Fundo

E-mail: ana_scariott@hotmail.com

1. Introdução

O planejamento e ordenamento urbano possui como propósito organizar o espaço de maneira racional, direcionando a malha urbana e determinando o uso e funções de diversas áreas e zonas, sendo necessidade o desenvolvimento de um conjunto de técnicas para que o mesmo possa ser de fato uma ferramenta que forneça todas as informações necessárias para o desenvolvimento saudável da organização das cidades (Philippi et al., 2004).

A Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988), atribuiu aos municípios as funções de controlar o planejamento urbano, onde verifica-se a ligação entre política urbana e planejamento, este que por sua vez necessita ser embasado em conhecimentos teóricos, aplicado como forma de políticas e diretrizes práticas (Ferrari, 1991).

A necessidade de constante revisão do planejamento urbano, bem como criação de mecanismos para o ordenamento e planejamento em cidades que não o tem é de suma importância, tendo em vista o crescente desenvolvimento das cidades o que irá ocorrer de maneira inadequada o planejamento não for observado.

Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi realizar o levantamento de características que subsidiem o diagnóstico do atual ordenamento e planejamento ambiental de um determinado trecho localizado na Avenida Perimetral Sul, no Município de Passo Fundo, Rio Grande do Sul, elaborando medidas que proporcionem uma adequação na situação do ordenamento e planejamento da área de estudo estabelecendo ações com ordens e prioridades para a execução visando minimizar a(s) problemática(s) apontadas no diagnóstico. Após, foi realizada a criação de uma matriz de impactos (meio físico, químico e antrópico) interpolando os dados obtidos no diagnóstico com os prováveis tipos de impactos consequente.

2. Materiais e métodos

Inicialmente delimitou-se a área de estudo, 500 metros para cada lado da Avenida Perimetral Sul em um trecho determinado trevo da Caravela até o trevo da Vila Jardim, no município de Passo Fundo, estado do Rio Grande do Sul. Para a base de dados, foram realizadas consultas a documentos já publicados com grande quantidade de referências do município de Passo Fundo, como o Plano Diretor, Plano de Bacias, Plano de Saneamento Básico e Plano de Manejo. Foi realizada a visita in loco onde efetuou-se o levantamento visual de características condizentes com a situação do ordenamento e planejamento ambiental do local como: disposição de resíduos sólidos, vegetação, condições da drenagem pluvial dentre outros. Para complementação das observações foram utilizadas as ferramentas virtuais como Google Street View e o Google Earth.

3. Resultados e discussão

O município de Passo Fundo está localizado no Norte do Rio Grande do Sul. Faz divisa com os municípios de Pontão, Coxilha, Mato Castelhano, Marau, Ernestina, Carazinho e Santo Antônio do Planalto. A população estimada para 2018, segundo o IBGE de 201.767 habitantes.

No diagnóstico da situação atual da área de estudo no município de Passo Fundo, trevo da Caravela até o trevo da Vila Jardim, obtiveram-se as seguintes características: Moradias Irregulares: evidenciadas em toda a área onde observou-se que as mesmas não seguem a regra do DAER com no mínimo 15 metros de distância da pavimentação asfáltica expondo a população a riscos de acidentes como atropelamentos ou acidentes com cargas perigosas; Descartes irregulares de resíduos e líquidos: observados em diferentes pontos da região estudada, desde no solo e nos riachos nas proximidades da Estrada Perimetral sul, contribuindo para a contaminação do solo e dos recursos hídricos; Poluição Atmosférica: não há indícios de poluição atmosférica no local; Poluição Sonora: a proximidade dos bairros com a Perimetral é um forte indicativo de perturbação, principalmente pelo intenso fluxo de veículos pesados a todos os momentos do dia e da noite e também pelo local ser muito frequentado por pessoas que apostam rachas com seus veículos e motos; Poluição Hídrica: os resíduos sólidos descartados irregularmente no local acabam sendo arrastados pela água das chuvas para os córregos existentes nos bairros, causando obstrução nos bueiros resultando em perda da condutividade da água, mau cheiro e atraindo vetores transmissores de doenças. Ocorre, ainda, a emissão de esgoto doméstico a céu aberto diretamente das casas para esses riachos, sem tratamento prévio, pelos moradores às margens da Perimetral Sul; Drenagem Pluvial: o terreno é relativamente plano, o que pode causar acúmulos de água da chuva, bem como, nem todas as vias possuem dispositivos de drenagem pluvial, fazendo com que a água escoe naturalmente por gravidade até os corpos hídricos existente nessas regiões em estudo; Arborização: a vegetação rasteira, como gramínea, é a que predomina. Não há arborização efetiva nem mata ciliar em muitos trechos próximos aos corpos hídricos; Vias e fluxo de veículos: apresenta fluxo intenso de veículos, é uma via utilizada como acesso para transportadoras com veículos de grande porte para carregamento de materiais e produtos para indústrias e empreendimentos na região. Em algumas regiões de ocupações irregulares não há pavimentação, principalmente na região entre a Vila Luiza e a Vila Jardim, localizada entre Vila Luiza e Bairro Lucas Araújo; Uso do Solo: principalmente composto por vegetação e áreas residenciais, algumas empresas estão situadas na região, escolas e um cemitério.

A Figura 1 apresenta a delimitação da área (vermelho) e os respectivos usos, onde destaca-se que a maior parte 86,85 ha é área de usos diversos (áreas com comércio e ocupações) e cerca de 47,01 ha são áreas de residências, porém não se tem conhecimento se todas as mesmas se encontram regulares.

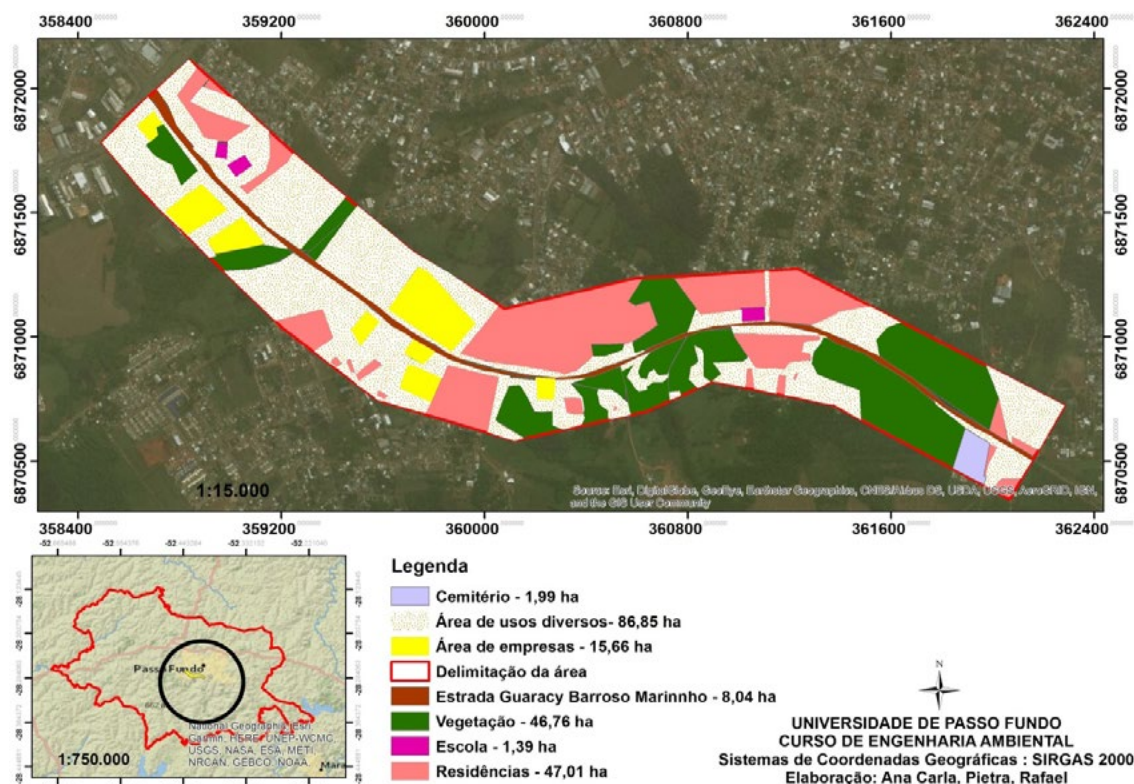


Figura 1 - Uso do Solo da Região de Entorno

Após a realização do diagnóstico foi elaborado o prognóstico, abrangendo ações a serem tomadas para a melhoria da situação, bem como as prioridades das medidas divididas em cores (laranja, prioridade média, vermelho, prioridade alta) e os responsáveis de cada ação, conforme as Figuras 2 e 3.

CARACTERÍSTICAS	PROGNÓSTICO	PRIORIDADES	RESPONSÁVEL
Mais de 150 moradias no local	Levantamento de dados referentes a: número de moradias irregulares e da quantidade de moradores por moradia, após esse levantamento faz-se necessário o estudo da disponibilidade de habitação, das condições de moradia e segurança no local. Acordo com prefeitura municipal para realocamento de pessoas.		Prefeitura Municipal
Descarte e acondicionamento irregular; Proliferação de vetores; terrenos baldios com descarte indevido.	Campanha de conscientização da população; Notificação para os terrenos com descarte irregular; Controle de ervas daninhas e também de vetores; implantar a coleta seletiva		Moradores e Prefeitura
Grandes empresas; Tráfego de veículos.	levantamento minucioso quanto a atividades poluidoras irregulares; regularização das atividades ; instalação de equipamentos de controle		Município, Órgãos Ambientais e Empresas
Despejo de esgoto doméstico, descarte de resíduos no curso hídrico, empresas ao lado do rio.	Levantamento de todas as residências irregulares; de uma bonificação para quem aceitar interligar seu esgoto com a tubulação de tratamento de esgoto; palestras de educação ambiental para os moradores		Município, CORSAN, moradores

Figura 2 – Diagnóstico com prognóstico e ordens de prioridades para a execução.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

CARACTERÍSTICAS	PROGNÓSTICO	PRIORIDADES	RESPONSÁVEL
Falta de drenagem que comporte todo o sistema da cidade.	Realizar limpeza periódica dos bueiros existentes; inclusão de grades para que os resíduos sólidos não entrem na tubulação; ampliação da rede de drenagem		Secretaria de obras, moradores
Ocupação retirou toda vegetação para edificar, urbanização sem controle.	levantamento de toda a arborização existente no meio físico (calçadas); atividades necessárias para reparo de calçadas quebradas; levantamento de áreas com solo descoberto, com risco de assoreamento e desenvolver um programa de recuperação dessas áreas		Secretaria de meio ambiente, moradores
Proliferação de Vetores	Programa de educação para a saúde coletiva		Secretaria da saúde, moradores, universidades
Algumas vias se apresentam em condições precárias, ou que foram feitas pelos próprios moradores dos bairros.	Programa de manutenção das vias; melhoramento do nivelamento das ruas		Secretaria de obras, moradores

Figura 3 – Diagnóstico com prognóstico e ordens de prioridades para a execução.

Foi elaborado uma matriz de impacto, sendo utilizados dados obtidos no diagnóstico relacionando com os tipos de impacto proveniente. Foram considerados os meios físico, químico e antrópico. As Figuras 4, 5 e 5 apresentam a Matriz de Interação dos Impactos. Os critérios de avaliação foram quanto: Natureza de Impacto: Positivo (em verde), Negativo (em vermelho) ou Sem Relação (em cinza); Possibilidade de Ocorrência: Certo (C), Incerto (In) ou Provável (Pr); Reversibilidade: Reversível (R), Parcial (P) ou Irreversível (I); Importância: Alta (A), Média (M) ou Baixa (B).

Meio	Esfera	Tipo de Impacto	Diagnóstico												
			Moradias Irregulares	Descarte irregular de resíduos sólidos	Poliuição atmosférica	Poliuição Sonora	Poliuição Hídrica	Drenagem Pluvial	Arborização Ausente	Riscos à saúde	Riscos ao Meio Ambiente	Vias e Fluxo de Veículos	Uso e Ocupação do Solo por Atividades		
Físico e Químico	Solos	Contaminação do solo pelo lixiviado dos efluentes domésticos	C/P/A					C/I/R/A				C/P/A	C/P/A		C/P/A
		Compactação do Solo	C/I/R/A					C/I/R/A	C/I/R/A	Pr/R/M		C/I/R/A	C/I/R/A	C/I/R/A	
		Movimentação do Solo	C/I/R/A	C/I/R/A				In/I/R/A	C/I/R/A	C/I/R/M		C/I/R/M	C/I/R/A	C/I/R/A	
		Modificação do Relevo	C/I/R/A	C/I/R/A					C/I/R/A	C/I/R/A		C/P/A	C/I/R/A	C/I/R/A	
		Deslizamentos	C/I/R/A					C/I/R/A	Pr/P/A	Pr/R/M	Pr/P/A	C/P/A	C/I/R/A	C/I/R/A	
	Erosão	C/I/R/A	Pr/R/A				C/I/R/A	C/P/A	Pr/R/M		C/P/A	C/I/R/A	C/I/R/A		
	Atmosfera	Ruídos	C/I/R/M			C/I/R/A						C/P/M	C/P/A	C/I/R/A	C/I/R/M
		Geração e emissão de gases	Pr/R/M	In/R/A	C/I/R/A			Pr/R/M				C/P/A	C/P/A	C/I/R/A	Pr/R/M
		Emissão de odores	C/I/R/B	C/I/R/M	C/I/R/A			C/P/M	In/R/M			In/P/B	C/P/A		C/I/R/B
		Poeira	In/R/B	In/R/M	C/I/R/A							Pr/P/B	C/P/A	C/I/R/A	In/R/B

Figura 4 – Matriz de Impacto.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Meio	Esfera	Tipo de Impacto	Diagnóstico										
			Moradias Irregulares	Descarte irregular de resíduos sólidos	Poliuição atmosférica	Poliuição Sonora	Poliuição Hídrica	Drenagem Pluvial	Arborização Ausente	Riscos à saúde	Riscos ao Meio Ambiente	Vias e Fluxo de Veículos	Uso e Ocupação do Solo por Atividades Diversas
Físico e Químico	Recursos Hídricos	Modificação do Escoamento Superficial	C/IR/A	In/IR/A			Pr/IR/A	C/IR/M	In/P/M		C/P/A	C/IR/A	C/IR/A
		Assoreamento e Obstrução dos Cursos D'água	C/IR/A	C/IR/A			C/IR/A	In/P/A			C/P/A	C/IR/A	C/IR/A
		Contaminação do Lençol Freático	C/IR/A	C/IR/A			C/P/A			C/P/A	C/P/A		C/IR/A
		Contaminação das Águas superficiais	C/IR/A	C/P/A			C/P/A	In/P/A		C/P/A	C/P/A	C/IR/A	C/IR/A
		Aumento da turbidez da água	Pr/P/A	Pr/P/A	Pr/P/A		C/P/A	In/P/A	Pr/P/A	C/P/A	C/P/A		Pr/P/A
		Alteração da qualidade da água	C/P/A	C/IR/A			C/P/A	In/P/A	C/IR/A	C/P/A	C/P/A	C/IR/A	C/P/A

Figura 5 – Matriz de Impacto.

Meio	Esfera	Tipo de Impacto	Diagnóstico											
			Moradias Irregulares	Descarte irregular de resíduos sólidos	Poliuição atmosférica	Poliuição Sonora	Poliuição Hídrica	Drenagem Pluvial	Arborização Ausente	Riscos à saúde	Riscos ao Meio Ambiente	Vias e Fluxo de Veículos	Uso e Ocupação do Solo por Atividades Diversas	
Antrópico	Socioeconômico	Poliuição das áreas circunvizinhas	In/R/M	C/P/A	C/IR/A	C/P/A	C/P/A			C/P/A	C/P/A		In/R/M	
		Aumento no fluxo de pedestres e veículos	Pr/R/B		Pr/R/M	Pr/R/M	C/R/B			Pr/P/A	C/IR/A	C/IR/A	Pr/R/B	
		Desvalorização das propriedades	Pr/P/M	Pr/IR/B	C/P/B	Pr/R/M	C/R/M				C/R/B	Pr/IR/M	Pr/P/M	
		Desenvolvimento de vetores e transmissores de doenças	C/IR/A	C/IR/A	In/IR/A		C/P/A	C/IR/A		C/P/A	C/P/A			C/IR/A
		Direito a moradia	C/IR/A					C/IR/A			C/IR/A			C/IR/A

Figura 6 – Matriz de Impacto.

4. Conclusão

São muitos os problemas que podemos associar com a falta de planejamento das cidades, dentre eles a ocupação de áreas de riscos (encostas, área de preservação permanente - APP), falta de acesso à água potável, energia e saneamento básico, gerando consequências graves tanto sociais como de saúde pública e riscos à população, desta forma o planejamento e ordenamento se torna

indispensável para a organização das cidades. A qualidade ambiental está diretamente relacionada com a qualidade de vida e saúde. Todos os impactos observados na área, objeto de estudo, tem impacto negativo para o equilíbrio ambiental do município, principalmente nas regiões próximas à área.

Para que se garanta a qualidade do meio e da saúde das pessoas afetadas, direta ou indiretamente, devem ser adotados programas de educação e conscientização ambiental, bem como ações de fiscalização e se necessário Termos de Ajuste de Conduta (TAC), notificação e multa para os infratores da legislação.

Por meio da Secretaria Municipal de Meio Ambiente em conjunto com a Secretaria de Saúde é possível desenvolver programas via Prefeitura para a mudança de hábitos da população residente, temas que podem abordar os seguintes aspectos: Saúde coletiva: programa de educação onde todos os fatores de risco observados na área deverão ser explanados e interligados com a temática da saúde. Resíduos Sólidos Urbanos: palestras e cursos elaborados para instruir os moradores sobre o gerenciamento adequados dos resíduos sólidos e a relação com a proliferação de insetos e animais. Saneamento Básico: programa de educação ambiental relacionado ao tratamento dos efluentes e os problemas causados pelo não tratamento e contato com os efluentes. Recursos Hídricos: programa que visa a orientação para o uso adequado dos recursos hídricos; Emissões Atmosféricas: orientações para os moradores quanto à queima de resíduos. Uso e Ocupação do Solo: orientações de como prevenir situações de inundações e de como preservar o solo. Fauna e Flora: programa destinado a preservação dos ecossistemas, contendo informações de preservação ambiental por meio da educação ambiental dos moradores. Meio ambiente nas escolas: na região há três principais instituições de ensino onde poderão ser implementados programas de educação ambiental para orientações diversas em parceria com as escolas.

O presente trabalho pode ser utilizado como base técnica para diversas temáticas municipais, como Plano Diretor e de Saneamento, porém há sempre a necessidade de revisão, tendo em vista que o ordenamento e planejamento ambiental estão em constante mudança.

5. Referências

Philippi, A., Jr., Roméro, M. A., & Bruna, G. C. (2004). Uma Introdução à Questão Ambiental. In: A. Philippi Jr., M. A. Roméro, & G. C. Bruna (Orgs.). Curso de Gestão Ambiental (p. 3-16). Barueri: Manole.

SOUZA, M. L. Mudar a cidade: uma introdução crítica ao planejamento e gestão urbanas. Rio de Janeiro: Bertrand, 2004.

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: FLORES DA CUNHA, RS

Naiara Dal Molin¹, Vania Elisabete Schneider², Geraldo Antonio Reichert³

¹ Mestranda em Engenharia e Ciências Ambientais, Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul – UCS, e-mail: ndmolin@ucs.br

² Profa. Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/Universidade de Caxias do Sul – UCS.

³ Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Engenheiro do DMLU de Porto Alegre

1. Introdução

O gradual aumento da quantidade e da variedade de materiais e a dificuldade no gerenciamento ambientalmente adequado, torna atualmente o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) uma das maiores preocupações ambientais. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instruída pela Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, estabeleceu importantes instrumentos e diretrizes para orientar os municípios quanto ao correto gerenciamento dos RSU. Porém, de acordo com Mersoni (2015), o considerável volume de resíduos gerados e a necessidade imediata de soluções práticas, devido à cobrança da população em remover rapidamente o que gerou, fazem com que os municípios adotem medidas de gerenciamento tomando por base principal a questão financeira econômica, sem analisar outros critérios técnicos.

Neste contexto, se faz necessário o uso de ferramentas gerenciais para análise dos impactos causados pelo gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta que vem sendo utilizada como apoio à tomada de decisão para avaliação e escolha de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos que melhor atendam às necessidades do local de estudo, considerando os aspectos social, econômico e ambiental.

De acordo com a NBR 14.040 (ABNT, 2001), a ACV analisa os aspectos ambientais buscando identificar os impactos potenciais ao longo da vida de um produto ou serviço, contribuindo na identificação de oportunidades para melhoria dos aspectos ambientais dos produtos e serviços nos diferentes pontos do seu ciclo de vida; na tomada de decisões; na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental; além de servir de subsídio às estratégias de *marketing*.

Nesse sentido, o presente estudo tem o objetivo de propor, por meio da Avaliação do Ciclo de Vida, melhorias na rota tecnológica de gerenciamento de RSU do município de Flores da Cunha, RS, mediante a análise de cenários que atendam a atual geração de resíduos, reduzam o impacto ambiental e o consumo de recursos naturais. Além disso, o estudo prevê uma análise de alternativas nos cenários propostos a fim de verificar as alterações nos valores de impacto ambiental.

2. Materiais e métodos

Para o alcance dos objetivos e desenvolvimento desta pesquisa, a metodologia aplicada foi dividida em cinco etapas:

Etapa 1: Levantamento de dados: busca de informações sobre o gerenciamento dos RSU junto ao Departamento de Meio Ambiente do município, à Associação dos Recicladores Amigos de Flores da Cunha (ARAFlores) e à empresa responsável pela coleta dos resíduos no município. Além disso, alguns dados precisaram ser estimados, para isso utilizou-se como auxílio o Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos (IPEA, 2012), os Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Farroupilha e Antônio Prado e pesquisas realizadas por Reichert (2013) e Mersoni (2015).

Etapa 2: Definição de cenários: a partir da caracterização do município foi determinado o primeiro cenário, denominado de ROTA 1. Para a definição do outro cenário, denominado ROTA 2, foram consideradas as metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos e metas do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Flores da Cunha, além da rota tecnológica proposta por Jucá et al. (2014) para municípios de pequeno porte.

Etapa 3: Inventário do ciclo de vida (ICV): nesta etapa foram quantificadas todas as entradas (resíduos, energia, materiais) e saídas (emissões para o ar, água e resíduos sólidos finais) de cada rota tecnologia proposta. Considerou-se o início do ciclo de vida o momento em que o resíduo é gerado até o momento em que retorna ao ambiente na forma de rejeito, material secundário, composto ou energia. A unidade funcional utilizada foi tonelada de resíduos por ano (t/ano). Para a realização do ICV foi utilizado o programa computacional *Integrated Solid Waste Management (IWM-2)*, desenvolvido por McDougall et al. (2001).

Etapa 4: Análise do inventário do ciclo de vida (AICV): para esta etapa, a metodologia aplicada foi a descrita por Reichert (2013), a qual foi adaptada da metodologia CML 2001 de Guinée et al. (2001). As categorias de impacto utilizadas foram: mudanças climáticas, formação de foto-oxidantes, acidificação, eutrofização, toxicidade humana e uso ou economia de energia. A partir dos resultados gerados no ICV, de substâncias emitidas para a atmosfera e para a água, foram realizados os cálculos dos indicadores ambientais.

Etapa 5: Análise de alternativas: foram identificados os pontos no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos que mais apresentaram potencial de impacto ambiental, além de diferentes alternativas de tratamento e disposição final de rejeitos. A partir disso, foram realizadas pequenas mudanças nas rotas tecnológicas propostas, a fim de se verificar alterações nos resultados de impacto ambiental.

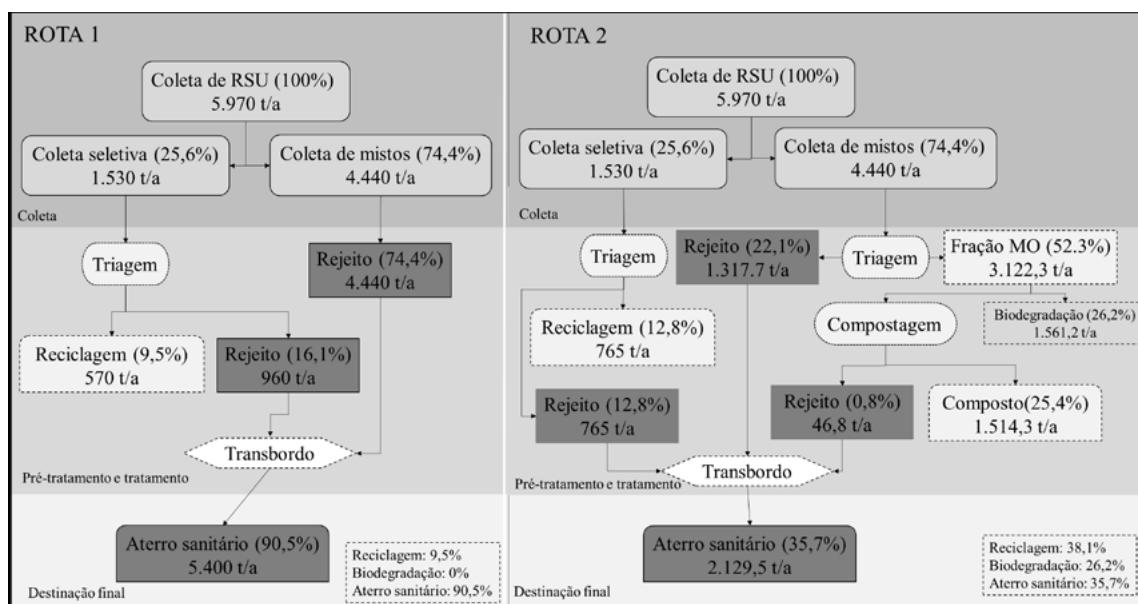
3. Resultados e discussão

Rotas tecnológicas propostas

A ROTA 1 representa o cenário atual de gerenciamento de RSU do município e conta com as etapas de coleta de resíduos seletivos e mistos, triagem e reciclagem de resíduos seletivos e disposição final de rejeitos e resíduos mistos em aterro sanitário. As principais diferenças entre as duas rotas são: o índice de rejeito da triagem dos resíduos seletivos que para a ROTA 1 é de 62,7% e para a ROTA 2 é de 50% e a inserção do tratamento biológico de compostagem para os resíduos orgânicos na ROTA 2.

Na Figura 1 é apresentado o fluxo de massa dos resíduos, em tonelada por ano, em cada etapa das rotas tecnológicas propostas.

Figura 1 – Fluxo de massa das rotas tecnológicas propostas



Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

A seguir, são apresentados os resultados de impacto ambiental referentes às categorias de impacto: mudanças climáticas (MuCl), toxicidade humana (ToHu), formação de foto-oxidantes (FoFo), acidificação (Acid) e eutrofização (Eutr) e o indicador de uso de energia (UsoEn), considerando as duas rotas tecnológicas propostas e todas as etapas de gerenciamento de RSU abordadas na pesquisa (Tabela 1).

Todos os resultados estão expressos em Equivalente Populacional (EP), ou seja, o número de habitantes o qual equivale o impacto ambiental considerado. Os valores positivos indicam que de fato ocorreu uma emissão ao meio ambiente, já os valores negativos, indicam que a emissão foi evitada, através da reciclagem ou dos processos de tratamento, significando benefício ambiental. No caso da energia, valores positivos indicam consumo de energia e um valor negativo indica que houve geração líquida ou economia de energia na etapa e no cenário.

É possível observar que a ROTA 1 apresentou a maior contribuição para a categoria de mudanças climáticas, ou seja, foi nessa rota que se teve a maior emissão de gases causadores do efeito estufa. Observa-se uma redução de aproximadamente 3.770% da emissão desses gases da ROTA 1 para a ROTA 2, isso se dá principalmente pela diminuição da quantidade de resíduos encaminhados para o aterro sanitário.

A disposição final em aterro sanitário é a etapa do gerenciamento que mais contribui para a emissão de gases do efeito estufa, além da formação de substâncias foto-oxidantes. A etapa de reciclagem é a etapa que mais contribui para a não emissão de gases poluentes em todas as categorias de impacto, além disso, para a categoria de toxicidade humana, essa é a etapa que influencia diretamente no resultado global desta categoria de impacto, apresentando benefício ambiental. Destaca-se que, em todas as categorias de impacto, quanto maior a quantidade de resíduos efetivamente reciclados, menor é o impacto ambiental.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

A etapa de coleta também apresentou valores significativos de impacto ambiental, principalmente nas categorias de uso de energia, acidificação, mudanças climáticas, eutrofização e formação de foto-oxidantes, respectivamente. Isso ocorre principalmente devido ao consumo de combustíveis pelos caminhões que realizam a coleta dos resíduos, além da degradação desses resíduos nos contêineres de coleta.

Tabela 1 – Resultado dos impactos ambientais por etapa do gerenciamento em cada categoria de impacto analisada, considerando os dois cenários propostos

Resultado por categoria (EP)		Resultados por etapa do gerenciamento (EP)					
		Coleta	Triagem	Biológico	Aterro	Reciclagem	Total
MdCl	ROTA 1	30,12	2,64	0,00	596,54	-90,28	539,02
	ROTA 2	34,63	2,44	0,46	81,93	-133,77	-14,30
ToHu	ROTA 1	0,50	0,05	0,00	0,60	-203,87	-202,72
	ROTA 2	0,57	0,05	0,02	0,17	-279,77	-278,96
FoFO	ROTA 1	18,21	1,53	0,00	93,77	-29,93	83,57
	ROTA 2	20,93	1,34	0,08	15,22	-42,16	-4,58
Acid	ROTA 1	39,73	3,35	0,00	27,44	-62,80	7,71
	ROTA 2	45,68	2,95	0,21	10,45	-90,82	-31,53
Eutr	ROTA 1	20,54	1,71	0,00	14,21	-16,65	19,80
	ROTA 2	23,62	1,47	1,08	5,41	-24,29	7,29
UsoEn	ROTA 1	46,73	4,99	0,00	31,67	-155,88	-72,49
	ROTA 2	53,73	5,58	3,13	12,32	-213,56	-138,80

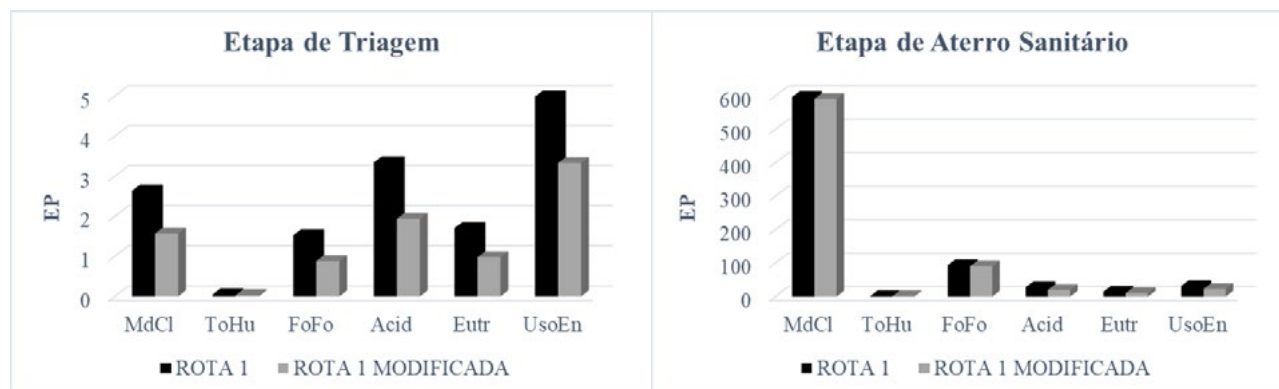
Análise de Alternativas

Os parâmetros alterados para a realização da análise de alternativas foram: para a ROTA 1: distância entre o aterro sanitário e o município, cobertura de coleta containerizada e índice de rejeito proveniente da triagem dos resíduos seletivos; para a ROTA 2: aterro sanitário com geração de energia e incineração dos rejeitos.

• ROTA 1: Distância Município – Aterro sanitário

Para essa análise a distância entre o município e o aterro sanitário passou de 125 km (ROTA 1) para 50 km (ROTA 1 MODIFICADA). As etapas de triagem e de disposição final em aterro sanitário apresentaram alterações nos valores de impacto ambiental, conforme apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Análise de alternativas ROTA 1: distância aterro sanitário - município



Os maiores percentuais de redução de impactos ocorreram para a etapa de triagem, sendo esses percentuais maiores que 30% de redução em todas as categorias de impacto, sendo mais significativa para a categoria de formação de foto-oxidantes.

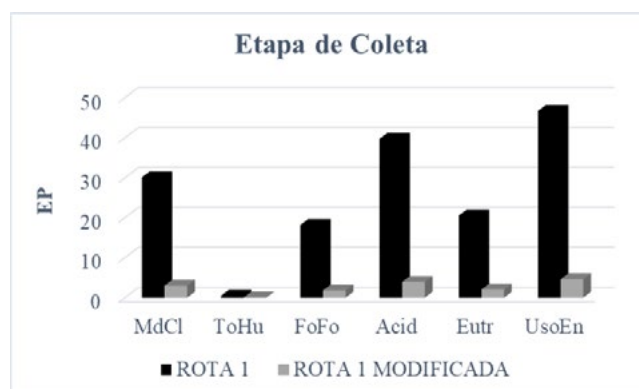
Na etapa de aterro sanitário a categoria de impacto que teve maior redução de valores foi a categoria de uso de energia, que apresentou uma redução de 30% com a alteração realizada. Seguido da eutrofização e acidificação que tiveram uma redução de 29% em seus valores de impacto.

• ROTA 1: Sistemas de coleta

Na ROTA 1 foi considerado que 60% do município é atendido pela coleta containerizada, então, para a análise de alternativas foi considerado que 100% do município passou a ser atendido por esse tipo de coleta.

Para esta análise, a alteração dos valores de impacto ambiental ocorreu apenas na etapa de coleta dos resíduos. A redução dos valores de impacto nessa etapa foi significativa em todas as categorias de impacto analisadas, sendo igual a 90% em todas as categorias, conforme Figura 3.

Figura 3 – Análise de alternativas ROTA 1: tipo de coleta



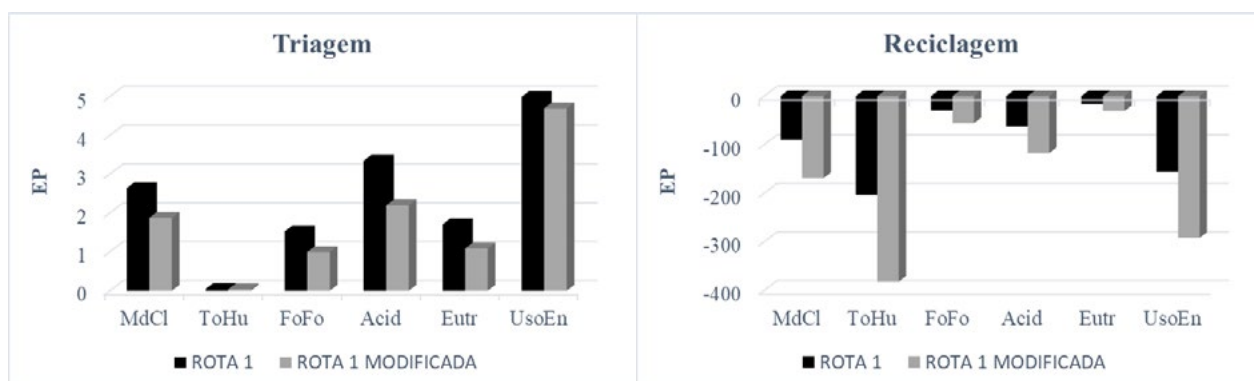
• ROTA 1: Índice de rejeitos provenientes da triagem dos resíduos seletivos

Para essa análise foi considerado que o índice de rejeito da triagem dos resíduos seletivos de 62,7% (ROTA 1) passou a ser 50% (ROTA 1 MODIFICADA). As alterações nos valores de impacto ambiental ocorreram para as etapas de triagem e reciclagem.

Observa-se na Figura 4 que as maiores mudanças ocorrem na etapa de reciclagem, a qual apresentou redução de 88% nos valores de impacto para todas as categorias avaliadas. Na etapa de triagem as maiores reduções ocorreram nas categorias de eutrofização, formação de foto-oxidantes, acidificação e mudanças climáticas.

Nota-se que com a diminuição de rejeitos provenientes da triagem dos resíduos seletivos a maior diferença de valores de impacto ambiental ocorre na etapa de reciclagem, isso ocorre não somente pelo fato de que menos resíduos estarão sendo encaminhados para o aterro sanitário, mas também pelo fato destes materiais estarem voltando para a indústria como matéria prima, diminuindo assim a extração de recursos naturais.

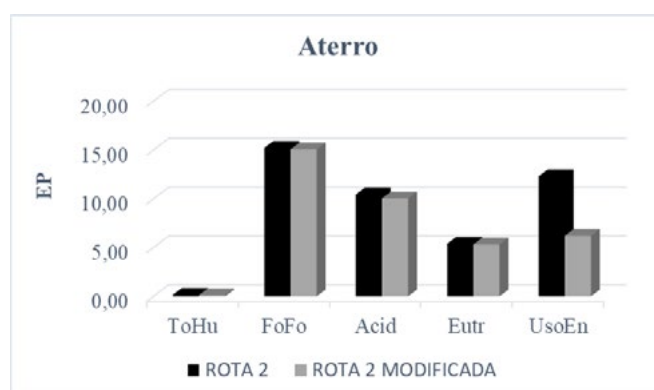
Figura 4 – Análise de alternativas: índice de rejeito da triagem de resíduos seletivos



- **ROTA 2: Aterro sanitário com geração de energia**

Para essa análise foi considerado que 100% dos rejeitos são encaminhados para um aterro sanitário que possui recuperação energética, considerou-se uma eficiência de geração de eletricidade de 30%.

Figura 5 – Análise de alternativas para o aterro sanitário na ROTA 2



Apenas a etapa de aterro sanitário apresentou variações nos valores de impacto ambiental, sendo que apenas o indicador de uso de energia apresentou variações nos valores, o qual teve 50% de redução nos valores de consumo de energia. Dessa forma fica evidente que com a recuperação energética no aterro o único benefício é a geração de energia. Para que se tenha uma diminuição nos valores de impacto das outras categorias seria necessário diminuir a quantidade de rejeitos encaminhados ao aterro sanitário.

- **ROTA 2: Incineração dos rejeitos**

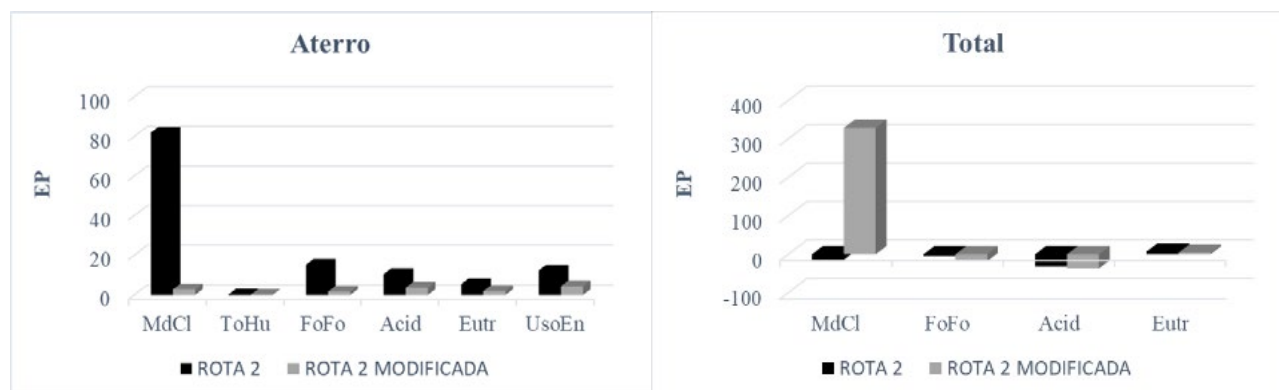
Foi considerado que os rejeitos foram encaminhados à uma planta de incineração que não possui recuperação energética. Os resultados estão expressos na Figura 6.

A única etapa que apresentou alteração nos valores de impacto foi a de aterro sanitário, apresentando reduções significativas nos valores de impacto ambiental de todas as categorias de impacto.

Porém, considerando o total de impacto de todas as etapas do gerenciamento, incluindo dessa forma o tratamento térmico, percebe-se uma elevação significativa nos valores de impacto para a

categoria de mudanças climáticas, devido a emissão de gases poluentes provenientes da queima dos rejeitos.

Figura 6 – Análise de alternativas para a incineração dos rejeitos na ROTA 2



4. Conclusão

Com base nos resultados encontrados ficou evidente que o sistema atual de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de estudo (ROTA 1) apresentou o maior potencial de impacto ambiental, e que a rota tecnológica proposta com técnica de tratamento associada contribuiu positivamente para a redução de emissões de poluentes.

Assim como apontado por Mendes (2003), Reichert (2013) e Mersoni (2015), nas duas rotas avaliadas, a reciclagem predomina como a etapa que mais contribui para a minimização dos impactos ambientais associados ao gerenciamento dos RSU. Atrelado a isso, a separação dos resíduos na origem e a eficiência da coleta seletiva são outros parâmetros que contribuem para a minimização dos impactos ambientais, além de serem fundamentais para a eficiência dos processos de tratamento.

O aterro sanitário se mostrou como a etapa de gerenciamento que mais contribui para o aumento de impactos ambientais, principalmente para a categoria mudanças climáticas, assim como o obtido por Cherubini et al. (2008) e Yay (2015).

A técnica de compostagem contribuiu positivamente para a minimização dos impactos ambientais, aumentando o índice de reciclagem de resíduos e favorecendo a redução da quantidade de resíduos encaminhados para o aterro sanitário, indo em encontro com os objetivos da PNRS que estabelece que somente os rejeitos devem ser encaminhados para o aterro sanitário.

A análise de alternativas realizada no presente estudo possibilitou verificar que as alterações na rota tecnológica 1 (ROTA 1) apresentaram reduções significativas nos impactos ambientais. O que evidencia que o planejamento de novas rotas tecnológicas que busquem a minimização de impactos ambientais pode começar por pequenas mudanças na rota tecnológica utilizada.

Os resultados obtidos na análise de alternativas da ROTA 2 mostraram que o aproveitamento dos gases do aterro sanitário para a geração de energia, se considerado isoladamente, não contribui para a redução dos impactos ambientais, favorece apenas a redução do uso de energia. A incineração dos rejeitos não se mostrou uma etapa favorável, uma vez que, o aumento da emissão de gases que contribuem para o aquecimento global supera a redução dos impactos ambientais das outras categorias.

Com a utilização da técnica de ACV no gerenciamento de RSU foi possível identificar o potencial de impacto ambiental nas diferentes etapas do ciclo de vida dos resíduos, o que permite definir as melhores alternativas para a realidade do local estudado, auxiliando assim na tomada de decisão quanto à melhor rota tecnológica a ser utilizada. As conclusões obtidas a partir da análise de alternativas podem servir como apoio na busca de melhorias, a curto prazo, nas rotas tecnológicas existentes.

5. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2001. **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e Estrutura**. NBR ISO 14.040. ABNT: Rio de Janeiro, 9p.

BRASIL. 2010. **Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei n.º 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília: Senado Federal.

CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy. **Waste Management**, Italia, 28 (2008) 2552-2564 (2003).

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA, 2012. **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos**. IPEA: Brasília, 82p.

JUCÁ, J. F. T. et al. **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes, PE: Grupo de resíduos sólidos - UFPE, 2014. 184 p.

MCDUGALL, F.; et al. (2001). **Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory**. 2. ed. Oxford: Blackwell Science LTDA. 513p.

MENDES, M. R.; ARAMAKI T.; HANAKI, K. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. **Waste Management**, Boston, 23 (2003) 403-409. 2003.

MERSONI, Cristina. **Avaliação do Ciclo de Vida como técnica de apoio à decisão no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Garibaldi/RS**. 2015. 150 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais) - Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, RS, 2015.

REICHERT, G. A. **Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre**. 2013. 276 p. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2013.

YAY, A. Suna Erses. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. **Journal of Cleaner Production**, Turquia, p. 284-293, 7 fev. 2015.

OS AMBIENTES ACADÊMICOS FRENTE À GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM INSTITUIÇÕES DE ENSINO SUPERIOR

Carlos Eduardo Weidlich¹, Juliano Rodrigues Gimenez², Suzana Maria De Conto³

¹ Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais na Universidade de Caxias do Sul (UCS).
E-mail: carlos.weidlich@gmail.com

^{2,3} Docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais na Universidade de Caxias do Sul (UCS).

1. Introdução

A gestão ambiental gradativamente vem se destacando como uma questão de primordial importância no meio político e econômico, na qual constantes preocupações como a conservação de recursos naturais e a mitigação de impactos e degradações do meio ambiente, são evidenciadas pelas organizações públicas e privadas. Nesse âmbito, é relevante a problemática de resíduos, em que grandes volumes gerados diariamente, se não geridos de forma correta, representam um alto custo ambiental por contribuírem para a poluição do ar, das águas, do solo, bem como impactarem negativamente sobre a fauna e a flora dos ecossistemas locais, e também comprometerem o bem-estar de pessoas (JULIATTO; CALVO; CARDOSO, 2011).

A preocupação com a geração de resíduos sólidos não está somente concentrada nas indústrias e no mercado de prestação de serviços em geral, como também se destaca nas Instituições de Ensino Superior (IES), que herdam as mesmas dificuldades dos diversos setores da administração pública, em que as necessidades de infraestrutura possibilitam comparar os *campi* a núcleos urbanos (JULIATTO; CALVO; CARDOSO, 2011). Conforme Viebahn (2002), a necessidade não pode estar somente atrelada ao controle dos recursos financeiros, pois as universidades têm o primordial dever de contribuir para o desenvolvimento da sociedade, especialmente no que condiz à sustentabilidade e preservação ambiental.

Perante o problema abordado, nos ambientes onde serão realizadas determinadas atividades geradoras de resíduos sólidos, constitui-se como ação prévia que esses sejam idealizados ou adaptados para que possam disponibilizar aos usuários condições mínimas em recursos físicos para o adequado manejo. Com base nestas considerações, o presente estudo busca destacar a importância pela busca por parâmetros de projeto que profissionais engenheiros e arquitetos devem deter de conhecimento visando com isso, proporcionar a comunidades acadêmicas, espaços com maiores condições para com o correto manejo dos resíduos sólidos. A contribuição está em cumprir e promover o desenvolvimento da gestão ambiental em instituições de ensino.

2. Materiais e métodos

Este trabalho apresenta como método uma revisão bibliográfica acerca da gestão de resíduos sólidos em IES e da importância de como os espaços físicos institucionais podem melhor ser planejados de forma que o manejo decorrente das atividades de ensino, pesquisa e extensão, venha a ser mais propício em prol de maiores resultados em sustentabilidade. Por conseguinte, propõe-se

um quadro de indicadores de sustentabilidade para uma gestão de resíduos sólidos que possa vir a ser aplicado como ferramenta de aferição de desempenho em uma IES.

3. Resultados e discussão

Todo plano de gerenciamento de resíduos sólidos, com o intuito de obter subsídios para a definição de objetivos, metas e prazos de implantação de medidas corretivas e/ou preventivas, durante a etapa de diagnóstico, deve levar em consideração não somente o levantamento das atividades e identificação dos resíduos, como também o reconhecimento dos procedimentos existentes de manejo (segregação, acondicionamento, coleta, armazenamento, transporte e destinação final). Especificamente no que tange os ambientes educacionais, em locais onde são gerados resíduos de periculosidade característica tais como os laboratórios de práticas, indispensavelmente haverão de ser avaliadas as condições físicas e recursos materiais e funcionais que implicam diretamente nas técnicas de manejo.

De acordo com Nardy et al. (2011), para a implantação de um sistema de gestão ambiental em uma instituição de ensino, esta deve criar procedimentos para a identificação dos aspectos ambientais de suas atividades sobre as quais possam ter o controle e influência. Independentemente de exigências legais, no caso dos resíduos sólidos, o seu gerenciamento integrado a programas de educação ambiental ensina a toda a comunidade acadêmica, de modo simples, porém constante e com práticas organizadas, de que é possível conter os problemas causados pela disposição inadequada dos resíduos (VEGA; BENÍTEZ; BARRETO, 2008). Conforme Jardim (1998), a implementação de um programa de gestão de resíduos exige, antes de tudo, uma mudança de comportamentos, tratando-se de uma atividade em que a obtenção de resultados ocorre a médios e longos prazos.

Ao se trabalhar especificamente com planos de gerenciamento de resíduos químicos, são apontados os seguintes requisitos mínimos: segregação na fonte, adequando o acondicionamento em localidade segura; existência de um local interno para armazenamento; obtenção de recursos financeiros para o tratamento, preferencialmente através de estrutura própria, transporte e disposição e, ainda; criação de um banco de dados e oferta de treinamentos a todos que manuseiam substâncias químicas em laboratórios (ASHBROOK; REINHARDT, 1985). Compete em um Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS), adotar a regra de responsabilidade pela geração, praticando sempre a seguinte hierarquia de atividades: 1- prevenção na geração; 2- minimização na proporção de resíduos perigosos; 3- segregação na fonte; 4- reuso interno e externo; 5- reciclagem de componentes dos resíduos; 6- manutenção do resíduo em sua forma mais passível de tratamento e; 7- tratamento e disposição final de modo correto e seguro (JARDIM, 1998).

Dentre os componentes principais no desenvolvimento de projetos de edificações, Patzlaff, Kern e González (2010) salientam para a Análise do Ciclo de Vida – ACV como principal instrumento para determinação do impacto ambiental de um edifício, no qual, por exemplo, está a emissão de poluentes durante todo o período de seu uso. Logo, no caso em questão dos laboratórios de ensino e pesquisa, a análise de um banco de dados de um determinado período de diversos laboratórios tende a ser uma ferramenta para balizar o projeto de área, equipamentos e mobiliário destes espaços. Esta análise deveria ter como foco uma minimização de formação de resíduos, uma disposição e quantificação correta de dispositivos de acondicionamento próximos às fontes geradoras e, a previsão por áreas apropriadas destinadas ao armazenamento interno e externo e o tratamento de resíduos perigosos. Toda uma estrutura idealizada para aplicação do princípio de minimização, por exemplo, estaria representada por equipamentos e utensílios apropriados e limitados para a implementação

de técnicas de microescala, em que um aluno, para fins de aprendizado, evita empregar volumes desnecessários de reagentes (JARDIM, 1998).

A formulação de índices e/ou indicadores ambientais que possam ser aplicados para transmitir informações acerca do desenvolvimento da gestão de resíduos de determinada empresa do setor privado ou instituição pública, devem ter como objetivo balizar a implementação ou o ajuste de todas as medidas que mantenham certos resultados, decorrentes das práticas de gerenciamento de resíduos nos principais locais ou postos de trabalho, dentro de valores aceitáveis à vista da responsabilidade socioambiental. Para Nunes, Reis e Silva (2017), das ferramentas de avaliação de sustentabilidade de instituições de ensino superior, os indicadores voltados ao âmbito de resíduos compreendem: peso total por tipo de resíduos sólidos gerados; programa de compostagem de resíduos orgânicos alimentares e; programa de reciclagem de resíduos sólidos.

Partindo-se do pressuposto de que as características de configuração espacial e de materiais de ambientes apresentam influência sobre o modo operante o qual os usuários dessas instalações exercem suas atividades, cabe afirmar que todo projeto de locais de ensino, pesquisa e extensão das IES, entre os quais se destacam os laboratórios de química e biotecnologia, deveria ser concebido prevendo a limitação na geração dos resíduos. Tomando-se como base as referências acima, desenvolveu-se uma proposta de indicadores voltada ao gerenciamento de resíduos de IES, apresentada no quadro 1.

Quadro 1: Indicadores de sustentabilidade para uma gestão de resíduos sólidos

INDICADOR	FÓRMULA
Taxa de resíduos gerados pela população total da instituição de ensino (docentes + técnicos + discentes) no período de 1 ano	$[T = R / P] \text{ (kg/cap.ano)}$ Onde: R = massa total de resíduos sólidos gerados em 1 ano (kg) P = N ^o total de usuários da instituição de ensino
Taxa de resíduos perigosos pela área total de locais destinados ao ensino prático-didático e pesquisa mensalmente	$[T_p = R_p / A_E] \text{ (kg/m}^2\text{.mês)}$ Onde: R _p = massa total de resíduos perigosos gerados mensalmente (kg) A _E = área total de laboratórios e demais locais destinados ao ensino e pesquisa de natureza prática (m ²)
Percentual de resíduos reaproveitados mensalmente	$[R_A = (R_R / R_T) \times 100] \text{ (%)}$ Onde: R _R = massa total de resíduos reaproveitados mensalmente (kg) R _T = massa total de resíduos gerados mensalmente (kg)
Percentual de resíduos reciclados mensalmente	$[R_C = (R_S / R_T) \times 100] \text{ (%)}$ Onde: R _S = massa total de resíduos reciclados mensalmente (kg) R _T = massa total de resíduos gerados mensalmente (kg)
Taxa do N ^o de horas direcionadas para educação ambiental de discentes pelo N ^o de horas-aula práticas no período de 1 ano	$[H_H = H_E / H_A]$ Onde: H _E = N ^o total de horas voltadas a programas de educação ambiental de discentes no período de 1 ano H _A = N ^o total de horas-aula práticas em laboratórios e demais locais destinados ao ensino e pesquisa de natureza prática no período de 1 ano
Percentual de coletores identificados em toda a área da instituição	$[C = (C_I / C_T) \times 100] \text{ (%)}$ Onde: C _I = N ^o total de coletores com identificação C _T = N ^o total de coletores

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

INDICADOR	FÓRMULA
Relação de área para armazenamento temporário de resíduos pela área total da instituição	$[W = A_R / A_T]$

Fonte: o autor (2019).

4. Conclusão

Com base nos principais aspectos levantados, este estudo objetivou despertar para a busca por parâmetros de decisão de fatores organizacionais do espaço no âmbito de atividades exercidas nos principais ambientes geradores de resíduos sólidos em Instituições de Ensino Superior. A implementação e desenvolvimento de programas e planos de gestão ambiental, com o intuito de atender a legislação referente às políticas de preservação e conservação do meio ambiente, assim como de educação ambiental, principalmente em universidades, constituem compromisso básico não somente com a comunidade acadêmica, mas também com a sociedade em geral. Conseqüente, este trabalho propôs levantar à tona a questão do gerenciamento de resíduos sólidos em instituições de ensino, dos quais subsídios por medidas de concepção inicial ou rearranjo espacial dos locais destinados a experimentações práticas de ensino e pesquisa, tendem a ser uma ferramenta potencial de desempenho, avaliada por seus indicadores, em atendimento à legislação e normas ambientais vigentes.

5. Referências

ASHBROOK, Peter C.; REINHARDT, Peter A. Hazardous wastes in academia. **Environmental Science & Technology**, v. 19, n. 12, p.1150-1155, dez. 1985. American Chemical Society (ACS). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/es00142a002>>. Acesso em: 25 jun. 2018.

JARDIM, Wilson de Figueiredo. Gerenciamento de resíduos químicos em laboratórios de ensino e pesquisa. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p.671-673, out. 1998. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421998000500024>>. Acesso em: 30 jun. 2018.

JULIATTO, Dante Luiz; CALVO, Milena Juarez; CARDOSO, Thaianna Elpídio. Gestão integrada de resíduos sólidos para instituições públicas de ensino superior. **Revista Gestão Universitária na América Latina - Gual**, Florianópolis, v. 4, n. 3, p.170-193, set. 2011. Disponível em: <<https://periodicos.ufsc.br/index.php/gual/article/view/1983-4535.2011v4n3p170/21985>>. Acesso em: 18 abr. 2018.

NARDY, Mariane B. Compri et al. Análise de processos em uma instituição de ensino superior visando a implantação de um sistema de gestão ambiental. **Revista de Ciências Gerenciais**, Londrina, v. 14, n. 19, p.33-54, 22 set. 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.17921/1415-6571.2010v14n19p33-54>>. Acesso em: 28 maio 2018.

NUNES, Andréia Castro de Paula; REIS, Leci Martins Menezes; SILVA, Robson Garcia da. Indicadores ambientais de sustentabilidade para uma instituição federal de ensino superior, **Confins**, v. 30, fev. 2017. Disponível em: <<http://journals.openedition.org/confins/11812>>. Acesso em: 11 jun. 2018.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

PATZLAFF, Jeferson Ost; KERN, Andrea Parisi; GONZÁLEZ, Marco Aurélio Stumpf. Projeto de edificações com apelo sustentável: elementos para a construção de um sistema de apoio à decisão. **Revista Produção Online**, Piracicaba, v. 10, n. 3, p.479-503, 25 ago. 2010. Associação Brasileira de Engenharia de Produção - ABEPRO. Disponível em: <<https://doi.org/10.14488/1676-1901.v10i3.157>>. Acesso em: 20 maio 2018.

VEGA, Carolina Armijo de; BENÍTEZ, Sara Ojeda; BARRETO, Ma. Elizabeth Ramírez. Solid waste characterization and recycling potential for a university campus. **Waste Management**, v. 28, p.21-26, jan. 2008. Elsevier BV. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2008.03.022>>. Acesso em: 16 abr. 2018.

VIEBAHN, Peter. An environmental management model for universities: from environmental guidelines to staff involvement. **Journal of Cleaner Production**, v. 10, n. 1, p.3-12, fev. 2002. Elsevier BV. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526\(01\)00017-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0959-6526(01)00017-8)>. Acesso em: 16 abr. 2018.

GESTÃO AMBIENTAL DE ÁGUA: APLICAÇÃO NO CAMPUS ERECHIM – UFFS

Helena Ribeiro Meirelles Sales¹, Jordana Wilm Doninelli², Jessica Zanivan³, Cristiane Funghetto Fuzinato⁴

^{1,2,3} Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim/RS.

⁴ Docente da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim/RS.

1. Introdução

A gestão de algo pode ser tratada como a aplicação de métodos sobre os meios, para se chegar a algum resultado desejado, segundo Viterbo Junior (1998). No caso da gestão ambiental os resultados buscados são os que menos impactam o nosso meio ambiente, como, por exemplo, o controle dos recursos utilizados.

A gestão ambiental para Moreno e Pol pode ser definida como:

[...] aquela que incorpora os valores do desenvolvimento sustentável na organização social e nas metas corporativas da empresa e da administração pública. Integra políticas, programas e práticas relativas ao meio ambiente, em um processo contínuo de melhoria da gestão. (MORENO; POL, 1999, apud POL, 2003, p. 236)

Para o caso da água, a gestão ambiental utiliza meios para a preservação deste recurso, como a reutilização de água da chuva, controle de vazamentos e programas de conscientização ambiental. Segundo Philippie Pelicioni (2014), podemos observar duas dimensões, uma voltada aos cuidados com a quantidade de água, podendo ser citado como exemplo o cuidado com desperdício, e outra voltada à qualidade da água.

Em edificações é notado um aumento das aplicações de técnicas de gestão ambiental, visando o reaproveitamento de recursos, minimizando custos e maximizando resultados, na busca de um sistema sustentável e economicamente satisfatório. Desta forma, o presente trabalho visa diagnosticar o atual sistema de gestão ambiental de água no *campus* Erechim/RS da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), com o objetivo de propor melhorias para um aperfeiçoamento da gestão ambiental, desde sua captação até o tratamento do esgotamento sanitário.

2. Materiais e métodos

O estudo sobre Gestão ambiental de água no *Campus* Erechim da UFFS, foi dividido em três etapas: levantamento de dados através de questionários, diagnóstico do sistema e sugestão de melhorias, aos quais resultam em um relatório com sugestões de possíveis soluções. A metodologia pode ser observada na Figura 1, a qual expõe a sequência seguida para o projeto.

Figura 1. Fluxograma da Metodologia de Trabalho



Fonte: Autores (2019)

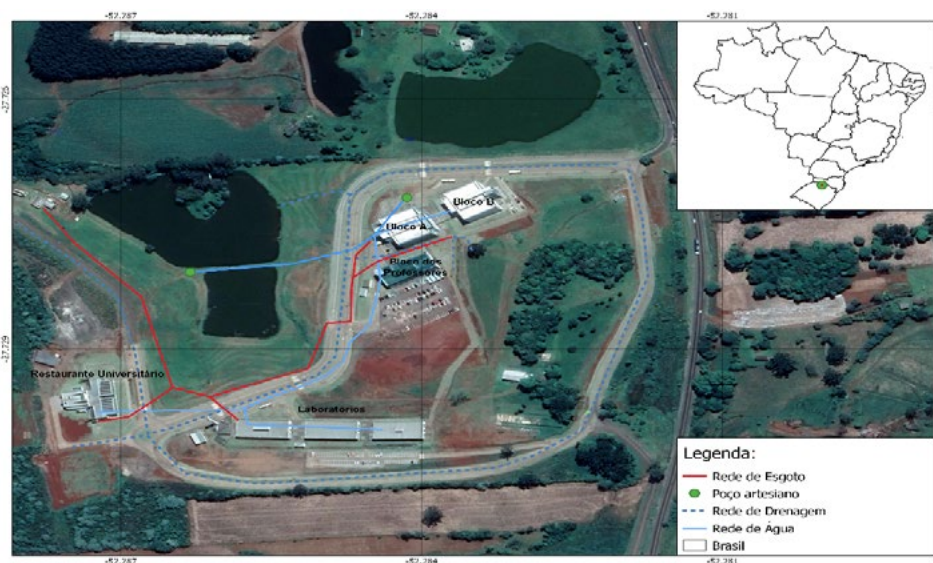
O levantamento de dados foi realizado com o responsável técnico pelo tratamento e análises de qualidade da água do *campus*. Foram feitas 11 (onze) perguntas, relacionando desde abastecimento de água até o esgotamento total do *campus*.

Baseando-se no levantamento de dados, foi possível realizar a caracterização do *Campus* e identificação dos problemas relacionados à gestão da água. Dessa forma as soluções a serem sugeridas foram divididas em três áreas: redução do consumo, redução do desperdício e reaproveitamento de água.

3. Resultados e discussão

Com base nas informações repassadas pelo responsável técnico da universidade, percebeu-se que no *campus* Erechim o abastecimento de água não é realizado por uma concessionária pública, mas é utilizado de poços artesianos como uma solução alternativa de abastecimento de água. O *campus* possui captação de água em dois poços artesianos, dos quais apresentam um sistema de abastecimento individual, tratamento próprio e distribuição. O tratamento é feito por duas bombas dosadoras automáticas calibradas, o produto utilizado é o hipoclorito de sódio líquido 12%. Atualmente o *campus* Erechim, conta com 7 (sete) edificações, dentre elas o restaurante universitário, três pavilhões de laboratórios e três blocos com salas. Na Figura 2, pode-se observar a localização de cada edificação. Cada prédio tem um sistema de caixas d'água, os dois poços artesianos inicialmente abastecem o bloco A. Existem duas caixas d'água no bloco que funcionam como distribuidoras para o próprio e também como um reservatório para os outros prédios, há neste sistema o recalque que recalca para a parte alta do bloco A onde se encontram as caixas d'água, sendo utilizado para isto aproximadamente 30 (trinta) bombas.

Figura 2. Mapa de localização Campus Erechim/RS



Fonte: Adaptação UFFS (2017)

A Universidade Federal da Fronteira Sul estabelece diretrizes gerais sobre a gestão de água do *campus*, a Portaria nº 143/GR/UFFS/2018, designa o servidor responsável técnico pela análise e tratamento da água no *Campus*. Já a Instrução Normativa nº 05/SELAB/UFFS/2017, dispõe sobre os procedimentos relativos ao tratamento e análise da água de abastecimento no *campus*. Para este controle da qualidade, é realizado três pontos de amostragem, sendo considerado o início de trecho no bloco A, e mais dois pontos flutuantes, sendo realizado mensalmente. Mas as análises anuais do *campus* são realizadas por uma empresa terceirizada.

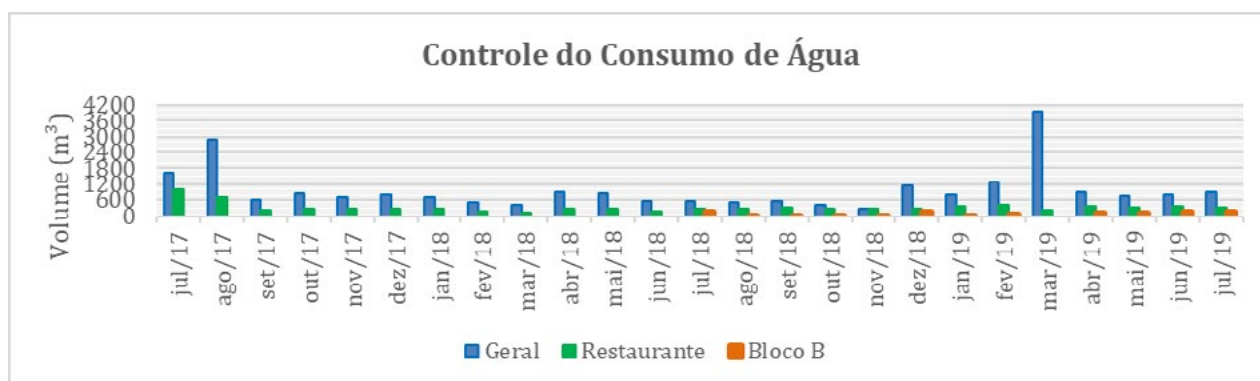
O *campus* possui um sistema de drenagem superficial, a água pluvial é coletada nos telhados dos prédios e encaminhadas a cisterna do respectivo bloco, nas quais são utilizadas para os fins sanitários como as descargas e limpeza, já a água drenada superficialmente e direcionada através de canaletas ao açude existente.

A UFFS Campus Erechim também possui um sistema de esgotamento sanitário dentro do *campus*, este é do tipo separador absoluto, na qual a coleta é realizada em todos os prédios e conduzida para a rede que se desenvolve em torno do açude, ao longo do traçado da estrada, e é conduzido para uma estação de tratamento de efluentes (ETE). A contribuição parasitária e infiltrações não são contabilizadas, mas há o indicio de existência, pois mesmo em períodos de finais de semana e feriado, onde o trânsito de pessoas é quase inexistente, existe uma pequena entrada de efluente na estação. Estas infiltrações podem ser resultantes principalmente dos poços de visitas que são constituídos de tubos de concreto sobrepostos na vertical, sem uma vedação do meio externo que circunda esses tubos contra a infiltração.

Como foi citado anteriormente, e pode ser observado na Figura 2, o *campus* possui 3 (três) alas de laboratórios, nos quais são utilizados nas mais diversas áreas. Nestes há 6 (seis) destiladores, sendo que diariamente ficam ligados apenas 2 (dois) durante 8 horas, no qual de acordo com Fontes (2015), a cada 1 litro produzido pelo destilador, no mínimo é descartado 35 litros. Em alguns laboratórios já estão sendo implementados os usos destes descartes para a lavagem de vidrarias, mas ainda necessita de incentivo e contribuição dos discentes e técnicos para sua completa aplicação.

Utilizando os dados históricos de volumes de captação da água dos poços artesianos, cedidos pela Assessoria de Infraestrutura e Gestão Ambiental do *Campus*, é possível observar na Figura 3 o controle do consumo de água nos últimos dois anos, iniciando-se em julho de 2017 e estendendo-se até o presente mês de julho de 2019.

Figura 3. Controle do Consumo de Água no Campus Erechim da Universidade Federal da Fronteira Sul.



Fonte: Autores (2019)

Os dados utilizados se iniciaram em 2017, pois o *Campus* iniciou as atividades em 2015, e inicialmente não havia controle dos volumes retirados. Já no Bloco B, o consumo é iniciado em julho de 2018, pois anterior a essa data, o bloco estava em construção, iniciando apenas as atividades no segundo semestre de 2018.

É possível observar picos de consumo nos meses de julho e agosto de 2017 e março de 2019, os quais representam vazamentos na rede de distribuição, o que impactou significativamente o abastecimento do Bloco A, por se tratar do início da rede. No Bloco B no mês de março de 2019, pelo grande vazamento detectado, não se pode medir o volume consumido, mas de forma geral apresentou um volume médio de 84 m³, representando apenas 8% do volume geral. Já o Restaurante Universitário, se manteve de forma uniforme durante os meses, considerando as variações das populações flutuantes nos períodos de férias, com exceção do mês de julho e agosto de 2017, na qual ocorreu um aumento do volume consumido, o que pode ser justificado por vazamentos.

Desta forma, pode ser sugerida como melhoria para a redução do consumo de água, a criação de um programa que incentive e promova a redução do consumo de água. É importante ressaltar que todas as descargas são de caixa acoplada, e as torneiras são automáticas, as quais reduzem o consumo de água em relação a outras mais antigas.

Na segunda área, a redução dos desperdícios, é sugerida a checagem das vazões das torneiras e descargas, e a vistoria de funcionamento correto mensal, em vista que algumas dessas podem apresentar mau funcionamento e aumentar o desperdício. É indicado também a quantificação das infiltrações e contribuições parasitárias, pois contribuem com um aumento do volume a ser tratado pela ETE, conseqüentemente com o aumento do gasto energético, sendo necessário também a inicialização do controle e estimativa dos gastos de energia elétrica com o sistema de abastecimento, em vista que o *campus* possui aproximadamente 30 (trinta) bombas.

Na última área, o reaproveitamento, por já ser utilizada a água pluvial para fins sanitários, podemos sugerir a reutilização da água nos laboratórios, visto que em alguns dos ainda se descarta a água utilizada pelo destilador, na qual poderia ser utilizada para lavagem de vidrarias.

4. Conclusão

O trabalho realizado teve como objetivo principal diagnosticar o sistema de gestão ambiental da água no *campus* Erechim, através do levantamento de dados para assim propor sugestões de melhorias, nas quais além da viabilidade de aplicação, tem o potencial de redução de recursos e o reaproveitamento dos mesmos quando possível.

A caracterização do *campus* foi de extrema importância, visto que a partir deste, foi possível apontar os pontos positivos e negativos da gestão da água. Podemos notar uma grande preocupação em sanar todos os vazamentos, pois estes se mostraram como os maiores agentes responsáveis por perdas, visto que a universidade possui uma grande população flutuante, nas quais nos períodos de férias reduz drasticamente o consumo e produção de esgotamentos.

Desta forma, podemos concluir que a gestão ambiental das águas do *campus* tem se mostrado satisfatória perante as reduções e reutilizações das águas pluviais e cinzas, necessitando apenas de um maior controle nos gastos energéticos e a criação de um programa de incentivo a redução e reutilização por partes dos discentes, docentes, técnicos e terceirizados do *campus*.

5. Referências

Viterbo Jr., Ênio, Sistema Integrado de Gestão Ambiental, 2.ed., São Paulo: Aquariana, 1998.

POL, E. **A gestão ambiental, novo desafio para a psicologia do desenvolvimento sustentável.** Estudos de psicologia. Barcelona, 8 (2), p. 236, 2003 – Traduzido do original em espanhol por Milene Pereira (revisão de tradução por José Q. Pinheiro).

PHILIPPI JUNIOR, A.; PELICIONI, M.C.F. **Educação Ambiental e Sustentabilidade.** 2. ed. Barueri, Sp: Manole, 2014.

FONTES, Luiz. **Quanto custa para você e também para o planeta ainda usar um destilador de água?** [S. l.], 9 mar. 2015. Disponível em: <https://bancadapronta.wordpress.com/2015/03/09/quanto-custa-para-voce-e-tambem-para-o-planeta-ainda-usar-um-destilador-de-agua/>. Acesso em: 25 jul. 2019.

POLÍTICAS PÚBLICAS E MEIO AMBIENTE

ESPAÇOS DE CONVIVÊNCIA E LAZER NA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

**Laura Lahiguera Cesa¹, Andrei Mikoski Rosa², Gabriela Freitas Gerhardt³,
Renan Melo Magalhães da Silva⁴, Simone Ramires⁵, Thales Tuchtenhagen Prestes⁶**

¹Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS. E-mail do autor principal: laura.lahiguera.c@gmail.com

^{2,3,6}Graduando(a) em Engenharia Metalúrgica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS.

⁴Graduando em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS.

⁵Docente da Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre, RS.

1. Introdução

O desenvolvimento sustentável, segundo Goodland (1995), deve integrar as dimensões ambiental, econômica e social, ou seja, a busca pelo que é socialmente desejável, economicamente viável e ecologicamente sustentável. Ainda, de acordo com Sala et al. (2000) mostram que as ações antropogênicas são o principal motivo dos impactos causados ao meio ambiente, enquanto Goodland e Daly (1996) destacam as dificuldades para a implantação da sustentabilidade ambiental, que abrange o manejo dos recursos renováveis, a redução dos resíduos e poluição, a utilização de energia e materiais eficientemente e o investimento no reparo dos sistemas degradados. Pensando nisso, a Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul implantou o Projeto Acolhimento dos Calouros – Desafio UFRGS – 2018/1 com a finalidade de desenvolver experiências vivenciais que permitam a construção de conhecimentos para fomentar a inovação, a criatividade, o saber trabalhar em equipe, o domínio de outros idiomas e o espírito empreendedor nos alunos, bem como suscitar o debate acerca das etapas para o empreendimento de um negócio, analisar os elementos influenciadores neste processo e discutir questões de posicionamento em mercados em nível local, nacional e global.

Buscando englobar os conceitos apresentados e devido à quantidade excedente de contêineres descartados e inutilizados, a urgência da reutilização de utensílios, além de obter menor custo efetivo na construção civil, passou-se, a partir do anos noventa, difundir a ideia de construção. De forma sustentável, esses contêineres descartados podem ser utilizados, como por exemplo, na Habitação de Interesse Social (AGUIRRE, OLIVEIRA e BRITTO CORREA, 2008) e, além do fator ambiental, possivelmente o proprietário poderá usufruir de um espaço para moradia em pouco tempo e com alto índice de estética e conforto.

Atualmente, segundo Ochi e Almeida (2016) estima-se que cerca de 90% das mercadorias comercializadas no mundo são transportadas por meio de contêineres metálicos. Ainda, segundo Milaneze et al (2012), o contêiner, composto de metais não biodegradáveis, possui vida útil no transporte de cargas em portos de aproximadamente 10 anos.

Ademais, visa-se a criação de um novo ambiente na instituição que promova um maior convívio entre os estudantes de maneira ecológica, juntamente com uma conscientização da comunidade acadêmica frente às questões de sustentabilidade anexadas às ideias de inovação.

Também visa a utilização dessa tecnologia como um protótipo para futuras aplicações, além de propor a implantação de uma nova área verde no campus, levando uma melhoria na qualidade do ar, por meio da retenção de partículas em suspensão e poluentes pela vegetação. Por fim, este telhado irá proporcionar uma economia de água e energia para o contêiner e para instituição, visto que há um processo irrigação natural pelas plantas.

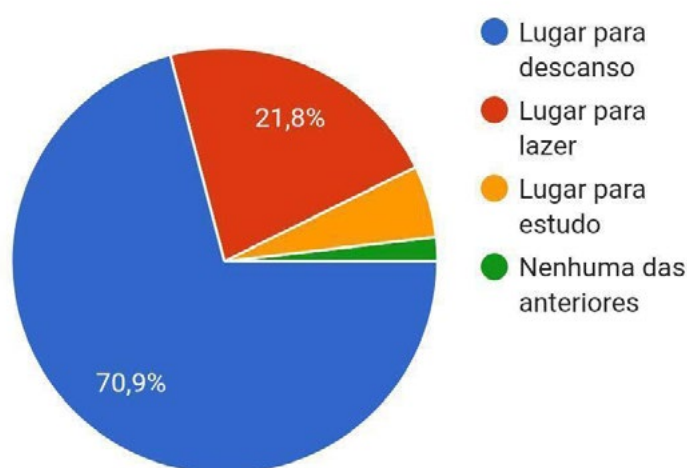
2. Materiais e métodos

Utilizou-se uma metodologia inferencial de análise estatística descritiva. O objetivo principal da inferência estatística de acordo com Farias (2015) é obter informações sobre uma população a partir de uma amostra enquanto que a análise estatística descritiva consiste em organizar, resumir e apresentar dados numéricos e assim torná-los em distribuições de frequências, gráficos ou diagramas (VIALI, 2005).

Portanto, elaborou-se um questionário validado por especialistas da área de estatística e ambiental composto de quatro questões, solicitando que fossem informadas as demandas que o acadêmico identificasse como necessárias. O instrumento de coleta de dados foi aplicado via um questionário elaborado no Google Forms, o que facilitou acesso a cerca de 100 (cem) acadêmicos dos mais diversos cursos de graduação da UFRGS. Na sequência, os questionários foram lidos e as respostas tabuladas para compor o gráfico 1, conforme apresentado abaixo.

Portanto, por meio de problemas é possível buscar, organizar e racionalizar soluções em busca do equilíbrio para um espaço ou atividade, e é assim que o profissional da engenharia trabalha.

Gráfico 1: Gráfico da demanda de espaços na UFRGS



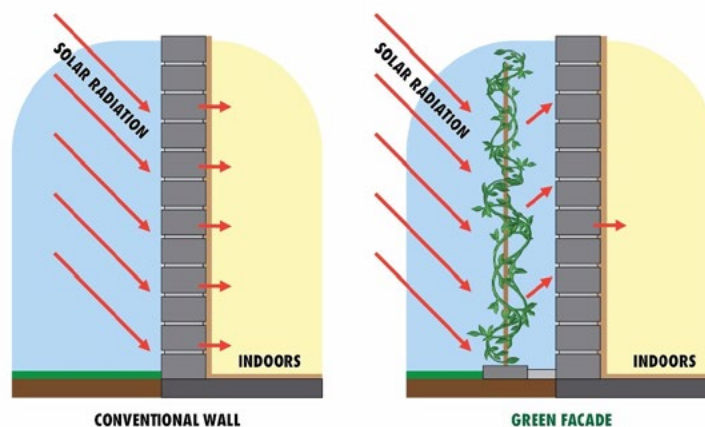
3. Resultados e discussão

Contudo, busca-se a criação de um espaço de comunhão entre os estudantes através do reaproveitamento de contêineres que estão inutilizados, estabelecendo um viés ecológico e gerando um convívio mais sustentável entre os universitários, além de reduzir custos através do reaproveitamento de utensílios.

Neste trabalho, objetiva-se a utilização de dois contêineres revestidos externamente com plantas junto com a criação de um telhado verde sustentável que realizarão o controle térmico do novo ambiente (Figura 2), o qual contribui, também, para design do projeto. De modo a fornecer conforto acústico e intensificar o isolamento térmico aos usuários dos contêineres, é possível utilizar o isolante denominado Lã de Pet. Criado através da alta pressão e temperatura em garrafas PETs recicladas, tornando-o hipoalergênico e podendo ser fabricado pelo Laboratório de Polímeros da UFRGS.

Além disso, em caso de instalação de uma fiação, a utilização de tubos hidrossanitários nos vãos do isolamento para evitar a depredação e riscos à segurança, torna-se exequível. Por fim, o Laboratório de Polímeros também fabricaria módulos criadas a partir da reutilização de tubos de pasta de dente para a lateral do contêiner, visando melhorar ainda mais esses isolamentos.

Figura 2: Função desencadeada pelas plantas na parede do contêiner.



Cada um dos contêineres teria um destino específico: podendo ser para descanso, estudos, convivência e desenvolvimento de trabalhos dos acadêmicos e outros. Em relação aos espaços, estes seriam mobiliados usando diversos pufes, almofadas e mesas de canto, de modo a propiciar um espaço mais aconchegante e calmo. Além de um espaço mais descontraído e de socialização para execução de atividades, utilizando, desta forma, mesas, cadeiras, estantes e banquetas.

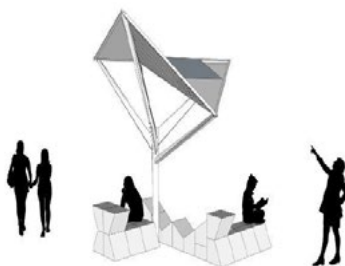
Os mesmos seriam mobiliados com materiais reciclados e reutilizados da própria instituição, assim como de outras empresas parceiras, sendo exemplos: mesas e cadeiras criados a partir de pneus inservíveis, os quais, segundo o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, 49% permanecem sem destinação; pufes, os quais seriam constituídos de EVA, tecido e saco de rafia – três ferramentas descartados por várias entidades - e suporte para as plantas nas paredes do exterior com garrafa PET.

Esses contêineres servirão como uma referência ou, em outras palavras, um protótipo para futuras implementações, repassando as ideias tanto de reaproveitamento de materiais para a construção civil, quanto da utilização de plantas (paredes e ou tetos verdes) para dispensar a utilização de refrigeradores de ambientes.

Ainda, os contêineres sustentáveis poderiam ser conectados com outros projetos da instituição, tendo como exemplos principais: o Ciclo Camp que trabalha com a ideia de compartilhamento de bicicletas, funcionando como um transporte alternativo para facilitar a locomoção nos campi da

universidade, de modo que os contêineres serviriam como depósito ou garagem, contribuindo como um local fechado e seguro frente às intempéries e às depredações; assim como a Árvore Solar (figura 5), em fase de implementação na EE, que utiliza a energia solar de maneira a suprir a necessidade cada vez maior de pontos de recarga para dispositivos eletrônicos dos estudantes, ao mesmo tempo que baseia-se na redução de custos. Desta forma, poderia ser incrementado ao projeto esta fonte de energia limpa para iluminação e tomadas para os usuários deste.

Figura 5: Design da árvore solar



Além de integrar os projetos e aprimorá-los, essa conexão poderá, ainda, ser um catalisador para o incentivo a novos empreendimentos. Afinal, o fato de vários trabalhos inovadores estarem agregados pode servir como um importante estímulo à criatividade, à cooperação em grupo e ao compartilhamento de conhecimentos.

Portanto, os contêineres conteriam paredes de quadros para o esboço de ideias, espaço acolhedor com decorações e mobílias, somados à disponibilidade de internet e tomadas, tornando-se um ótimo espaço para as ideias, objetivando criar uma teia de saberes para que seja possível a elaboração e desenvolvimento de novos projetos.

Consecutivamente, o projeto seria concretizado a partir da ação dos próprios alunos, junto com a comunidade acadêmica a fim de que, através do trabalho em equipe, do compartilhamento de saberes e de práticas concretas, pudessem montar um ambiente onde os estudantes fossem os protagonistas, tanto na fabricação quanto na utilização e no cuidado.

4. Conclusão

Com o desenvolvimento do projeto espera-se aumentar a divulgação e incentivo de práticas sustentáveis dentro do ambiente universitário, assim contribuindo com a criação de novas ideias e propondo uma mudança no modo de pensar e agir em relação aos materiais descartados. Além disso, incentivar a colaboração do aluno, com o embasamento teórico, prático e ético, para com a universidade, fornecedora desses conhecimentos, através de ações que beneficiaram as gerações acadêmicas seguintes.

Tendo o intuito de conduzir a UFRGS a um futuro mais sustentável e ao mesmo tempo inovador, o Projeto AMEVIL, aborda a temática de contêineres sustentáveis com a finalidade de utilização dos alunos e comunidade acadêmica no geral, visando o reaproveitamento de materiais pré-existentes, a inovação e um convívio que permita o contato com uma realidade mais ecológica.

Portanto, a implementação desse projeto seria um grande passo para contribuição ecológica, não apenas com a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, mas também com outras instituições que se interessarem no projeto AMEVIL e, assim, possivelmente evoluir essas ideias e ações no âmbito regional, nacional e global. Pequenas, médias e, posteriormente, grandes ações, podem modificar o rumo do meio ambiente e do dia a dia da comunidade tomando proporções que podem surpreender positivamente o imaginável.

Segundo José Lutzenberger (2012, p.9)

“Eu não posso considerar progresso aquilo que não prevê a manutenção da integridade da vida e o aumento da soma da felicidade humana”.

5. Referências

AGUIRRE, L. DE M. et al. Habitando o Container. **7º Seminário Internacional NUTAU 2008 – ESPAÇO SUSTENTÁVEL – INOVAÇÕES EM EDIFÍCIOS E CIDADES**, São Paulo: NUTAU-USP, 2008.

FARIAS, A. M. L. de. **Métodos estatísticos aplicados à Economia**. Departamento de Estatística, UFF, 2015.

GOODLAND, R.; DALY, H. **Environmental sustainability: universal and nonnegotiable. Ecological Applications**. Vol. 6, nº4, 1996, p 1002-1017.

LUTZENBERGER, J.; 2012. **Manual de Ecologia do Jardim ao Poder** (vol 1), pp 9 – 34.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. de A. **Fundamentos de metodologia científica**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2007.

VIALI, Lorí. O ensino de probabilidade com recurso da planilha. **V CIBEM - Congresso Ibero-Americano de Educação Matemática**. Porto: 17 a 22 de julho de 2005.

OCCHI, T. e ALMEIDA, C. C. O. de. Construções em containers: soluções sustentáveis para isolamentos. **5º Seminário de Construções Sustentáveis**. Porto Alegre: IMED, 2016.

ANÁLISE DA ESTRUTURA E CONTEÚDO DOS PLANOS MUNICIPAIS DE SANEAMENTO BÁSICO DE TRÊS MUNICÍPIO DO RS

Naiara Dal Molin¹, Júlia Mattia Ongaratto², Vania Elisabete Schneider³

¹Mestranda em Engenharia e Ciências Ambientais, Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul - UCS, e-mail: ndmolin@ucs.br, ²Engenheira Ambiental, ³Professora Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul – UCS.

1. Introdução

O serviço de saneamento básico é essencial para a qualidade da saúde pública e do meio ambiente, além de ser um direito fundamental da sociedade. De acordo com a Lei Federal nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, o termo saneamento básico se refere a um conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais nas áreas do abastecimento de água potável, do esgotamento sanitário, da limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e da drenagem e manejo das águas pluviais urbanas (BRASIL, 2007).

Após quase duas décadas marcadas pela ausência de regulamentação e ordenamento jurídico, com a aprovação da Lei nº 11.445/2007 foram estabelecidas as diretrizes nacionais para o saneamento básico, entre elas, a implantação da política e elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), sendo essas, atribuições da gestão municipal (PEREIRA; HEELER, 2015).

O planejamento municipal do saneamento básico pode contribuir não só para a qualidade de vida e saúde da população, mas também para a valorização, proteção e gestão equilibrada dos recursos naturais, especialmente dos recursos hídricos, além de melhorar a eficiência dos serviços e ampliar o acesso da população menos favorecida (LISBOA; HELLER; SILVEIRA, 2013).

Segundo Lisboa, Heller e Silveira (2013), os municípios brasileiros enfrentam diversas dificuldades para a elaboração dos PMSB. Dentre essas, as mais relatadas são a carência de recursos, principalmente financeiros, de qualificação técnica e profissional, de vontade política dos gestores, de disponibilidade no quadro de funcionários, de aspectos metodológicos, entre outras.

Dessa forma, percebe-se em muitos casos que os esforços dos municípios em elaborar seus planos de saneamento básico objetiva apenas o cumprimento da lei. Nesse sentido, o objetivo deste estudo é comparar a estrutura organizacional e o conteúdo dos Planos Municipais de Saneamento Básico dos municípios de Cotiporã, Flores da Cunha e Capão do Leão, ambos localizados no estado do Rio Grande do Sul, com o cumprimento de todas as fases e metas que, de acordo com a bibliografia, um PMSB deve conter para atender os pressupostos estabelecidos em lei e garantir a qualidade e quantidade dos serviços de saneamento básico para toda a população.

2. Materiais e métodos

Para a realização da pesquisa foram selecionados, de forma aleatória, os Planos Municipais de Saneamento Básico de três municípios do estado do Rio Grande do Sul: Cotiporã, Flores da Cunha e Capão do Leão. Os municípios de Cotiporã e Flores da Cunha estão localizados na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul e pertencem a microrregião de Caxias do Sul, se diferem principalmente

pela área territorial e pelo número de habitantes. Já o município de Capão de Leão está localizado a sudeste do estado do Rio Grande do Sul e pertence a microrregião de Pelotas.

Os planos selecionados foram avaliados quanto sua estrutura tomando por base principal as fases e etapas de planejamento estabelecidas por Santos (2014) e pelo Guia para elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico do Ministério das Cidades (2011). As fases e etapas consideradas na análise dos três Planos estão apresentadas no Quadro 1. Além da análise das fases dos planos, foi avaliado a equipe técnica responsável pela elaboração de cada plano para se verificar a influência desta com o índice de atendimento às fases.

Quadro 1 – Fases e etapas de um Plano de Saneamento Básico

Fases	Etapas
Fase 1	Formação do comitê
	Plano de trabalho
	Plano de mobilização social
	Termo de referência
Fase 2	Diagnóstico – Delimitação da área de estudo; diagnóstico meios social, físico, biótico e do saneamento básico
Fase 3	Prognóstico
	Objetivos e metas
Fase 4	Programas
	Projetos
	Ações
Fase 5	Monitoramento e avaliação
	Indicadores
	Participação e controle social
Fase 6	Sistema municipal de informações em saneamento básico
Fase 7	Relatório final do Plano Municipal de Saneamento Básico

Fonte: a autora (2019), adaptado de Santos (2014) e Ministério das Cidades (2011)

Primeiramente as etapas de cada fase foram analisadas e classificadas como “apresentada”, “não apresentada” ou “apresentada parcialmente”. Para fins de comparação foi criado um índice de atendimento às fases do plano. Para isso, primeiramente foram atribuídos pontos para cada classificação das etapas de cada fase, conforme apresentado na Tabela 1.

Após, a pontuação foi somada e dividida pela pontuação máxima de cada fase para se obter a porcentagem de atendimento.

Tabela 1 – Pontuação considerada para cada classificação de cada etapa

Classificação	Pontuação
Apresentado	2
Apresentado parcialmente	1
Não apresentado	0

Para o cálculo da porcentagem total atendida por cada plano analisado foi considerado que cada fase possui peso igual a um. Dessa forma, foi possível comparar o atendimento total de cada do plano de cada município.

3. Resultados e discussão

Abaixo segue a análise quanto à equipe técnica responsável pela elaboração de cada plano de saneamento básico avaliado:

- Plano de Capão do Leão: não possui data de elaboração. A equipe técnica foi composta basicamente de membros da administração pública, contemplando um Geólogo e um Engenheiro Agrônomo.
- Plano de Flores da Cunha: elaborado em 2014, ainda não possui revisão. A equipe técnica responsável pela elaboração do plano é de empresa terceirizada e contempla engenheiros civis, biólogo, perito judicial, contador, advogado entre outros. Como coordenador geral o Plano possui a diretora de meio ambiente da prefeitura e como responsável técnico um engenheiro civil. O comitê executivo é formado, entre outros, por engenheiro ambiental e técnico agrícola. O comitê de coordenação é formado por membros da administração pública.
- PLANSAB Cotiporã: elaborado em 2003, teve sua primeira revisão em agosto de 2018. A equipe técnica responsável pela elaboração é de empresa terceirizada. O comitê de coordenação é formado por membros da administração pública entre eles, técnico agrícola, biólogo, engenheiros civis e administradores. O comitê executivo é formado por uma equipe multidisciplinar que engloba, biólogos, engenheiro civil, engenheiro ambiental, advogado, assistente social, economista e geólogo.

De acordo com as análises detalhadas realizadas para cada fase de um Plano de Saneamento Básico, para os três planos selecionados, foi possível chegar em um índice de atendimento aos itens que um plano deve conter, conforme apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Resultados do índice de atendimento a cada fase

Fases do Plano	Capão do Leão	Flores da Cunha	Cotiporã
Fase 1	63%	38%	75%
Fase 2	29%	60%	79%
Fase 3	30%	100%	80%
Fase 4	0%	100%	100%
Fase 5	0%	17%	100%
Fase 6	0%	0%	100%
Fase 7	0%	100%	100%
Total	17%	59%	91%

Observa-se na Tabela que o Plano do município de Capão do Leão apresentou apenas 17% dos itens necessários que um Plano de Saneamento Básico deve conter, isso pelo fato do plano deste município não apresentar as fases mais importantes, que contemplam os projetos, planos e ações que auxiliam para a melhoria contínua dos serviços de saneamento básico. O município também não apresenta o diagnóstico dos serviços de esgotamento sanitário, manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana, o que impossibilita a criação de objetivos e metas para estes eixos do saneamento básico.

O município de Flores da Cunha apresentou 59% dos itens necessários em um Plano de Saneamento Básico. O município não apresenta em seu plano como irá divulgar os resultados dos

indicadores do plano, que consta como sistema de informações, na Fase 6. Além disso, o Plano deste município não apresenta de forma clara como serão realizados o monitoramento e avaliação dos indicadores e nem como se dará a participação e controle da população.

O município de Cotiporã em seu Plano de Saneamento atualizado, apresentou 91% dos itens necessários em um plano. Apresentando de forma clara e objetiva as principais fases que um Plano de Saneamento Básico deve conter.

4. Conclusão

Mesmo os três municípios selecionados para a análise dos respectivos PMSB apresentarem características semelhantes entre si, como região, número de habitantes, área territorial ou até mesmo costumes, foram notadas grandes diferenças na estruturação de seus Planos.

Apenas o PMSB do município de Cotiporã se destacou por ter atendido de forma geral a maioria das etapas analisadas, porém esse Plano não apresentou uma das etapas consideradas entre as mais importantes, que é a mobilização social. De acordo com Pereira & Heller (2015) quanto mais participativo for o processo de planejamento, isto é, incluir uma equipe multidisciplinar e também a comunidade, mais informações se agregam ao plano, possibilitando a incorporação das demandas, e maior a possibilidade de ser implementado e interferir na qualidade do saneamento do município.

O PMSB do município de Capão do Leão foi o que atendeu ao menor número de etapas, além disso, esse plano não apresenta informações de todos os eixos do saneamento, o que indica que não foram adotados métodos de planejamento para a elaboração do plano, além de não serem realizados processos efetivamente participativos. O baixo índice de atendimento deste município também está relacionado à equipe técnica ser basicamente formada por membros da administração pública, não apresentando uma equipe multidisciplinar.

Ao contrário, os planos de Flores da Cunha e Cotiporã foram elaborados por empresas contratadas as quais possuem multidisciplinariedade em seu quadro de funcionários. Além disso, os comitês de coordenação e técnico são formados por membros da administração pública de diferentes áreas do conhecimento, o que auxilia para que a elaboração do plano contemple as principais necessidades do município. Uma vez que, de acordo com Pereira & Heller (2015) planos elaborados por empresa contratada podem gerar dúvidas sobre a capacidade dos prestadores de serviços em captar adequadamente as necessidades do município.

De acordo com isso, fica evidente que a equipe técnica responsável pela elaboração dos PMSB, assim como os comitês executivo e de coordenação são de suma importância para a elaboração de planos que garantam a implementação das melhorias necessárias para o saneamento básico.

A pesquisa de análise de planos municipais de saneamento básico realizada permitiu perceber que ainda há esforços necessários a se fazer para que os PMSB sejam efetivos no sentido das implementações de melhorias no saneamento básico que compreendam toda a população.

5. Referências

BRASIL. (2007) Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. **Lei do Saneamento**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 12 ago. 2019.

LISBOA, Severina Sarah; HELLER, Léo; SILVEIRA, Rogério Braga. Desafios do planejamento municipal de saneamento básico em municípios de pequeno porte: a percepção dos gestores. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Viçosa, v. 18, n. 4, p. 341-348, 2013.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Guia para Elaboração de Planos Municipais de Saneamento Básico**. 2ª Edição. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2011.

MUNIZ, Samuel Soares. **Desenvolvimento de metodologia para a elaboração de plano municipal de saneamento básico para municípios de pequeno porte na zona da mata mineira**. 2014. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2014.

PEREIRA, Tatiana Santana Timóteo; HELLER, Léo. Planos municipais de saneamento básico: avaliação de 18 casos brasileiros. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Brasília, v. 20, n. 3, p. 395-404, 2015.

PREFEITURA DE CAPÃO DO LEÃO. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Capão do Leão.

PREFEITURA DE COTIPORÃ. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. 1ª revisão. Cotiporã, 2018.

PREFEITURA DE FLORES DA CUNHA. **Plano Municipal de Saneamento Básico**. Flores da Cunha, 2014.

SANTOS, Rozely Ferreira. **Planejamento Ambiental: Teoria e Prática**. São Paulo. Oficina de textos, 2004.

ESPAÇOS DE CONVIVÊNCIA E LAZER NA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL

**Andrei Mikoski Rosa¹, Gabriela Freitas Gerhardt², Laura Lahiguera Cesa³,
Renan Melo Magalhães da Silva⁴, Thales Tuchtenhagen Prestes⁵, Simone Ramires⁶**

^{1,2} Graduando em Engenharia Metalúrgica UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil

³ Graduanda em Engenharia Ambiental UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil E-mail: laura.lahiguera.c@gmail.com

^{4,5} Graduando em Engenharia Civil UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil

⁶ Docente UFRGS, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil;

1. Introdução

A partir dos anos noventa, passou-se difundir a ideia de espaços de convivência e habitação com o uso de contêineres, devido a quantidade excessiva desses que são descartados, somados à urgência da reutilização de utensílios e diminuição do custo na construção civil, buscando conectar os conceitos de sustentabilidade, inovação e empreendedorismo. De forma sustentável, esses contêineres descartados podem ser utilizados, como por exemplo, na Habitação de Interesse Social (AGUIRRE, OLIVEIRA e BRITTO CORREA, 2008). Desta maneira, segundo os autores, além do fator ambiental, possivelmente o proprietário poderá usufruir de um espaço para moradia em pouco tempo e com alto índice de estética e conforto.

No primeiro semestre de 2018, a Escola de Engenharia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul implantou o Projeto Acolhimento dos Calouros – Desafio UFRGS – com a finalidade de desenvolver experiências vivenciais que permitam a construção de conhecimentos para fomentar a inovação, a criatividade, o saber trabalhar em equipe, o domínio de outros idiomas e o espírito empreendedor dos alunos. Além de suscitar o debate acerca das etapas para o empreendimento de um negócio, analisar os elementos influenciadores neste processo e discutir questões de posicionamento em mercados em nível local, nacional e global.

A partir desse incentivo, o grupo ao tomar consciência de contêineres inutilizados pela universidade e da tendência mundial de reutilização de contêineres, criou o projeto Aमेvil. A proposta do projeto é a utilização de contêineres como espaços de convivência que tenham como objetivo, também, incentivar a elaboração e desenvolvimento de projetos inovadores. Esse espaço está alicerçado no tripé da sustentabilidade onde se desenvolve as dimensões do social - capital humano de um empreendimento, comunidade ou sociedade como um todo -, ambiental - capital natural, nesse aspecto a empresa ou a sociedade deve pensar nas formas de amenizar esses impactos e compensar o que não é possível amenizar – e econômico – questão financeira, ligada à produção, distribuição e consumo de bens e serviços, assunto emergencial atualmente o qual será desenvolvido visando à comunidade acadêmica e a sociedade em geral, para trazer ainda mais consciência ambiental para esses espaços.

2. Materiais e métodos

Materiais

Contêineres

Atualmente, segundo Ochi e Almeida (2016) estima-se que cerca de 90% das mercadorias comercializadas no mundo são transportadas por meio de contêineres metálicos. Ainda, segundo Milaneze et al (2012), o contêiner, composto de metais não biodegradáveis, possui vida útil no transporte de cargas em portos de aproximadamente 10 anos. Esse material, com o passar do tempo, passou a ser acumulado em todo o mundo, o que se tornou uma importante matéria prima diante da evolução do conceito e das práticas de sustentabilidade. Essa tendência internacional no uso de contêineres descartados, é uma alternativa viável, principalmente no Brasil, dado o baixo custo em relação às edificações convencionais de alvenaria. Esses módulos são leves, permitindo que possam ser transportados para qualquer lugar. Também são resistentes, oferecendo uma ótima estrutura que pode ser implantada em áreas com risco de inundação ou com dificuldades para terraplanagem.

Assim, objetiva-se, com o desenvolvimento do projeto, contribuir para a geração de literatura e propagação desta tendência mundial crescente através da criação de locais destinados ao descanso, lazer, convívio da comunidade e oportunizando o surgimento de novos projetos, dado as inúmeras possibilidades do uso dos contêineres.

Telhado Verde

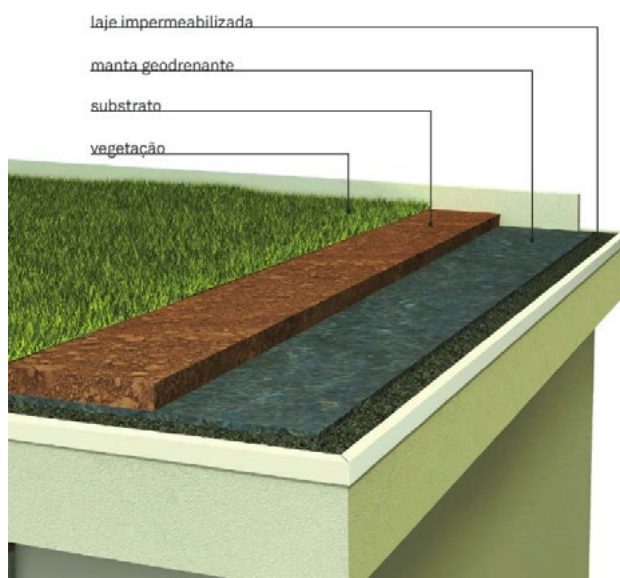
É toda cobertura ou telhado, plano ou inclinado, devidamente impermeabilizado e com sistema de drenagem para escoamento pluvial excedente, que agrega em sua composição, uma camada de solo ou substrato e outra camada de vegetação (JOBIM, 2013) (figura 1). Eles são capazes de diminuir as variações térmicas de edificações possibilitando a redução dos custos de energia elétrica com condicionadores de ar e evitando a danificação da cobertura pela ação dos agentes climáticos (SCHERER; FEDRIZZI, 2014). Isso se deve ao fato da camada de substrato e vegetação atuarem como uma manta isolante, pois o processo de fotossíntese utiliza energia solar diminuindo o acúmulo de energia na superfície das construções (FERREIRA, 2007). O teto verde trabalha, também, com a regulação do escoamento da água e a umidade relativa do ar, reduzindo a propagação de ruídos e proporcionando espaços verdes em centros urbanos.

Assim, o projeto visa a utilização dessa tecnologia como um protótipo para futuras aplicações, além de propor a implantação de uma nova área verde no campus, levando uma melhoria na qualidade do ar, por meio da retenção de partículas em suspensão e poluentes pela vegetação. Por fim, este telhado irá proporcionar uma economia de água e energia para o contêiner e para instituição, visto que há um processo irrigação natural pelas plantas.

Desta maneira, pode-se adotar sistemas construtivos de telhados verdes que já foram apresentados em congressos e propõem a utilização de materiais como a casca de arroz e a vermiculita, reduzindo gastos. Além disso, torna-se viável que estes sejam construídos pelos próprios realizadores do projeto, propiciando a inovação tecnológica sustentável, sendo interessante também a introdução através de um sistema reciclável, criado com a reutilização de garrafas PET de dois litros, cortadas ao meio, com furos em sua circunferência para possibilitar a respiração. Sendo assim, dá-se preferência a plantas locais mais resistentes à chuva e à estiagem e que exijam pouca rega e

poda e, também, plantas de porte baixo e crescimento lento que podem facilitar a manutenção com o meio (ARAÚJO, 2007).

Figura 1: Exemplo de telhado verde.

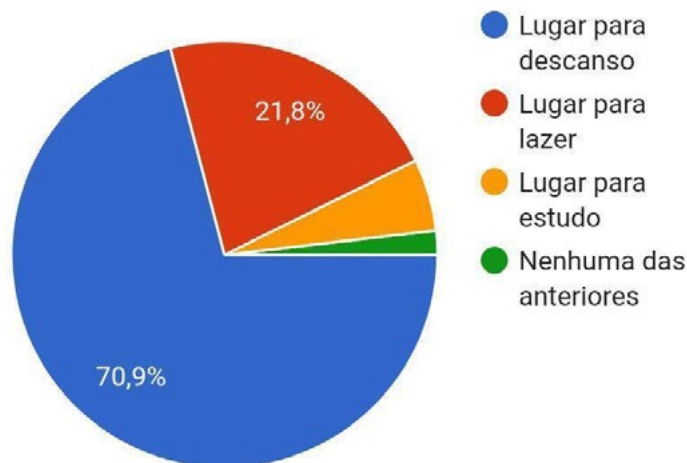


Utilizou-se uma metodologia inferencial de análise estatística descritiva. O objetivo principal da inferência estatística é obter informações sobre uma população a partir de uma amostra (FARIAS, 2015), enquanto que a análise estatística descritiva consiste em organizar, resumir e apresentar dados numéricos e assim torná-los em distribuições de frequências, gráficos ou diagramas (VIALI, 2005).

Portanto, elaborou-se um questionário validado por especialistas da área de estatística e ambiental composto de quatro questões, solicitando que fossem informadas as demandas que o acadêmico identificasse como necessárias dentro da instituição. O instrumento de coleta de dados foi aplicado via um questionário elaborado no Google Forms, o que facilitou acesso a cerca de 100 (cem) acadêmicos dos mais diversos cursos de graduação da UFRGS. Na sequência, os questionários foram lidos e as respostas tabuladas para compor o gráfico 1, conforme apresentado abaixo.

Portanto, por meio de problemas é possível buscar, organizar e racionalizar soluções em busca do equilíbrio para um espaço ou atividade, e é assim que o profissional da engenharia trabalha.

Gráfico 1: Gráfico da demanda de espaços na UFRGS.

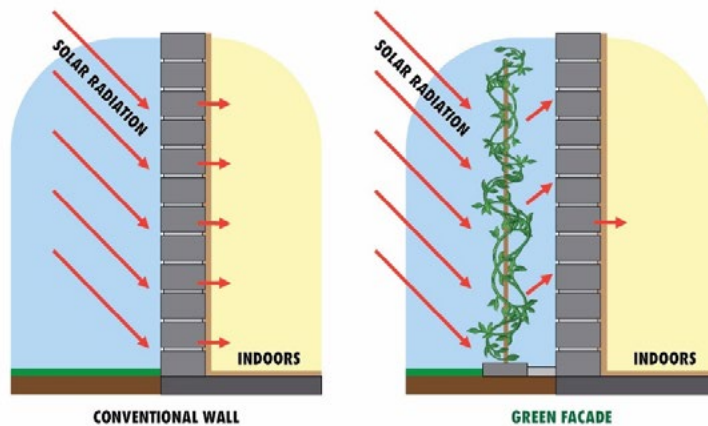


3. Resultados e Discussão

Tendo como meta primordial a utilização de contêineres como espaço de comunhão de forma a incentivar à criação e desenvolvimento de projetos inovadores e sustentáveis, será criado um espaço de comunhão entre os estudantes, gerando um convívio mais sustentável entre os universitários, além de reduzir custos através do reaproveitamento de utensílios.

Neste trabalho, serão utilizados dois contêineres revestidos externamente com plantas junto com a criação de um telhado verde sustentável que realizarão o controle térmico do novo ambiente (Figura 2), o qual contribui, também, para design do projeto. De modo a fornecer conforto acústico e intensificar o isolamento térmico aos usuários dos contêineres, é possível utilizar o isolante denominado Lã de Pet. Criado através da alta pressão e temperatura em garrafas PETs recicladas, tornando-o hipoalergênico e podendo ser fabricado pelo Laboratório de Polímeros da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Além disso, em caso de instalação de uma fiação, a utilização de tubos hidrossanitários nos vãos do isolamento para evitar a depredação e riscos à segurança, torna-se exequível. Por fim, o Laboratório de Polímeros também fabricaria módulos criadas a partir da reutilização de tubos de pasta de dente para a lateral do contêiner, visando melhorar ainda mais esses isolamentos.

Figura 2: Função desencadeada pelas plantas na parede do contêiner.



Cada um dos contêineres teria um destino específico: podendo ser para descanso, estudos, convivência ou desenvolvimento de trabalhos dos acadêmicos. Em relação aos espaços, estes seriam mobiliados usando diversos pufes, almofadas e mesas de canto, de modo a propiciar um espaço mais aconchegante e calmo. Além de um espaço mais descontraído e de socialização para execução de atividades, utilizando, desta forma, mesas, cadeiras, estantes e banquetas. Os mesmos seriam mobiliados com materiais reciclados e reutilizados da própria instituição, assim como de outras empresas parceiras, sendo exemplos: mesas e cadeiras criados a partir de pneus inservíveis, os quais, segundo o IBAMA, 49% permanecem sem destinação; pufes, os quais seriam constituídos de EVA, tecido e saco de rafia – três ferramentas descartados por várias entidades - e suporte para as plantas nas paredes do exterior com garrafa PET.

Figura 3: Protótipo do contêiner (vista externa).



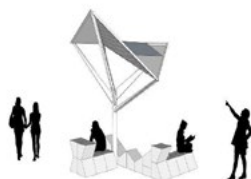
Figura 4: Protótipo do contêiner (vista interna).



Esses contêineres servirão como uma referência ou, em outras palavras, um protótipo para futuras implementações, repassando as ideias tanto de reaproveitamento de materiais para a construção civil, quanto da utilização de plantas (paredes e ou tetos verdes) para dispensar a utilização de refrigeradores de ambientes.

Ainda, os contêineres sustentáveis poderiam ser conectados com outros projetos da instituição, tendo como exemplos principais: o Ciclo Camp que trabalha com a ideia de compartilhamento de bicicletas, funcionando como um transporte alternativo para facilitar a locomoção nos campi da universidade, de modo que os contêineres serviriam como depósito ou garagem, contribuindo como um local fechado e seguro frente às intempéries e às depredações; assim como a Árvore Solar (figura 5), em fase de implementação na EE, que utiliza a energia solar de maneira a suprir a necessidade cada vez maior de pontos de recarga para dispositivos eletrônicos dos estudantes, ao mesmo tempo que baseia-se na redução de custos. Desta forma, poderia ser incrementado ao projeto esta fonte de energia limpa para iluminação e tomadas para os usuários deste.

Figura 5: Design da árvore solar.



Além de integrar os projetos e aprimorá-los, essa conexão poderá, ainda, ser um catalisador para o incentivo a novos empreendimentos. Afinal, o fato de vários trabalhos inovadores estarem agregados pode servir como um importante estímulo à criatividade, à cooperação em grupo e ao compartilhamento de conhecimentos.

Portanto, os contêineres conteriam paredes de quadros para o esboço de ideias, espaço aconchegante com decorações e mobílias, somados à disponibilidade de internet e tomadas, tornando-se um ótimo espaço para a ideações, objetivando criar uma teia de saberes para que seja

possível a elaboração e desenvolvimento de novos projetos, bem como um ambiente para relaxar e repousar.

Consecutivamente, o projeto seria concretizado a partir da ação dos próprios alunos, junto com a comunidade acadêmica a fim de que, através do trabalho em equipe, do compartilhamento de saberes e de práticas concretas, pudessem montar um ambiente onde os estudantes fossem os protagonistas, tanto na fabricação quando na utilização e no cuidado.

4. Conclusão

Com o desenvolvimento do projeto espera-se aumentar a divulgação e incentivo de práticas sustentáveis dentro do ambiente universitário, assim contribuindo com a criação de novos ambientes e ideias e propondo uma mudança no modo de pensar e agir em relação aos materiais descartados. Planeja-se, também, incentivar a colaboração do aluno com o embasamento teórico, prático e ético para com a universidade, fornecedora desses conhecimentos, através de ações que beneficiaram as gerações acadêmicas seguintes.

Tendo o intuito de conduzir a UFRGS a um futuro mais sustentável e ao mesmo tempo inovador, o Projeto AMEVIL, aborda a temática de contêineres sustentáveis com a finalidade de utilização dos alunos e comunidade acadêmica no geral, visando o reaproveitamento de materiais pré-existentes, a inovação e um convívio que permita o contato com uma realidade mais ecológica.

Portanto, a implementação desse projeto seria um grande passo para contribuição ecológica, não apenas com a Universidade Federal do Rio Grande do Sul, mas também com outras instituições que se interessarem no projeto AMEVIL e, assim, possivelmente evoluir essas ideias e ações no âmbito regional, nacional e global. Pequenas, médias e, posteriormente, grandes ações, podem modificar o rumo do meio ambiente e do dia a dia da comunidade tomando proporções que podem surpreender positivamente o imaginável.

5. Referências

ADLMAIER, D.; SELLITTO, M. A.; 2007. **Embalagens Retornáveis para Transporte de Bens Manufaturados: Um Estudo de Caso em Logística Reversa**. Associação Brasileira de Engenharia de Produção São Paulo.

AGUIRRE, L. DE M.et al. **Habitando o Container**. 7º Seminário Internacional NUTAU 2008 – ESPAÇO SUSTENTÁVEL – INOVAÇÕES EM EDIFÍCIOS E CIDADES, São Paulo: NUTAU-USP, 2008.

ALBUQUERQUE, B. L.; 2010. **Gestão de Resíduos Sólidos na Universidade Federal de Santa Catarina: Os Programas**.

CUSTÓDIO, R.B. **A influência das intervenções urbanísticas na atividade turística da cidade de Curitiba**. 2006.

ARAÚJO, SIDNEY ROCHA DE. **As funções dos telhados verdes no meio urbano, na gestão e no planejamento de recursos hídricos**. Soropédica, RJ, 2007.p.5

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

BRASIL. **Lei nº 12.587, de 3 de janeiro de 2012.** Institui as diretrizes da política nacional de mobilidade urbana. Presidência da República, Brasília, DF, 3 jan. 2012. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112587.htm>. Acesso em: 12 jun. 2017.

CAVALLINI, V. R.; ZACHARIAS, V. **Trabalhando com lazer.** São Paulo : Icone, 2007.

CUNHA, S. B. DA; GUERRA, A. J. T. **A questão ambiental: diferentes abordagens.** 5 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009.

Desenvolvidos pela Coordenadoria de Gestão Ambiental. **X Coloquio Internacional sobre Gestión Universitária em América del Sul.** Disponível em: <http://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/97072>.

DIAS, R. **Gestão ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade.** 2. ed. São Paulo: Atlas, 2011.

FARIAS, ANA MARIA LIMA DE. **Métodos estatísticos aplicados à Economia. Departamento de Estatística,** UFF, 2015.

GOLDEMBERG, J. **Energia e Desenvolvimento.**v. 49, n. 10, pp. 7-17, dez. 2007. Rev. Cult. e Ext. USP, São Paulo, n. 14, p.33-43, nov. 2015.

GOODLAND, R.; DALY, H. **Environmental sustainability: universal and non negotiable. Ecological Applications.** Vol. 6, nº4, 1996, p 1002-1017.

GUNTHER, H.. **Pesquisa Qualitativa versus pesquisa quantitativa: esta é a questão?** In: Psicologia: Teoria e Pesquisa. Brasília, v. 22, n. 2, mai/ago, 2006, p. 201-210.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Relatório de pneumáticos: Resolução Conama nº 416/09: 2017 (ano base 2016) / Diretoria de Qualidade Ambiental.** – Brasília: Ibama, 2017.

LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. DE A. **Fundamentos de Metodologia Científica.** São Paulo: Editora Atlas. 1991.

LEMOS, P. A. B. **As Universidades de Pesquisa e a Gestão Estratégica do Empreendedorismo – Uma proposta de metodologia de análise de ecossistemas.** Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Administração, Unicamp, 2011.

LUTZENBERGER, J.; 2012. **Manual de Ecologia do Jardim ao Poder** (vol 1), pp 9 – 34.

MILANEZE, G.; BIELSHOWSKY, B.; BITTENCOURT, L. F.; DA SILVA, R.; MACHADO, L. **A UTILIZAÇÃO DE CONTAINERS COMO ALTERNATIVA DE HABITAÇÃO SOCIAL NO MUNICÍPIO DE CRICIÚMA/ SC.** 2012.

MOREIRA, M.; 2002. **Sobre monografias, dissertações, teses, artigos e projetos de pesquisa: Significados e Recomendações para Iniciantes da Área de Educação Científica.** In: Programa

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Internacional de Doutorado em Ensino de Ciências da Universidade de Burgos. Porto Alegre: UFRGS, vol.4, p.3-23.

MUNIZ, LARA; **Tenha mais verde com um jardim no telhado**, 2017. Disponível em: <<https://casa.abril.com.br/construcao/tenha-mais-verde-com-um-jardim-no-telhado/>>.

OCCHI, T.; ALMEIDA, C. C. **Construções em containers: soluções sustentáveis para isolamentos**. 2016.

SARTORI, S.; LATRÔNICO, F.; CAMPOS, L. **Sustentabilidade e Desenvolvimento Sustentável: Uma Taxonomia no Campo da Literatura**. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v17n1/v17n1a02.pdf>. Acesso em: 13 mai. 2018.

SCHERER, MINÉIA JOHANN; FEDRIZZI, BEATRIZ MARIA; 2014. **Jardins verticais: Potencialidades para o ambiente urbano**. In: Revista Latino-Americana de Inovação e Engenharia de Produção, vol. 2, p.49-61.

VIALI, LORI. **Estatística básica: enfoque exatas**. Disponível em: <http://www.pucrs.br/famat/viali/graduacao/engenharias/material/apostilas/Apostila_1.pdf>. Acessado em 07 de novembro de 2017.

ÁREAS PRIORITÁRIAS E EMPREENDIMENTOS: UMA ANÁLISE ENTRE 1998 E 2016 NA REGIÃO DO RIDE-DF

Francisca Deuzilene Nobre de Lima¹, Camila Santana da Rocha², Cristiane Gomes Barreto³

^{1,2} *Graduanda em Ciências Ambientais. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, CEP: 70.910-900 - Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte - Brasília, DF, Brasil. ¹E-mail: dielima02@gmail.com.*

³ *Professora Doutora em Política e Gestão Ambiental. Centro de Desenvolvimento Sustentável, Universidade de Brasília, CEP: 70.910-900 - Campus Darcy Ribeiro, Asa Norte - Brasília, DF, Brasil.*

1. Introdução

As áreas prioritárias foram criadas em 1998 para a preservação dos Biomas Cerrado e Pantanal brasileiro, onde ocorreu o mapeamento de 87 áreas diagnosticadas como prioritárias conforme as medidas destinadas à preservação, bem como a importância biológica (Funatura et al., 2000). As áreas prioritárias são definidas conforme suas características peculiares (Scaramuzza et al., 2005), as quais podem ser pelas espécies existentes, bem como ecossistemas afetados pelo crescimento urbano (MMA, 2002).

Com o crescimento da população, necessidades como alimentação, moradias, rodovias, dentre outras, provocam a construção de empreendimentos que acabam sendo construídos em áreas destinadas a preservação da biodiversidade, e muitas vezes essas construções não levam em consideração a importância do bioma. Portanto, é preciso medidas que promovam o cuidado com as áreas prioritárias (APs), as quais podem ser feitas por meio de implantação de corredores ecológicos, monitoramento de áreas, criação de UPs (Unidades de proteção), dentre outros.

Sendo assim, a atividade objetivou avaliar a interação entre os empreendimentos (social, infraestrutura, mineração, ambiental) nas Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade nos períodos de 1998 a 2016 na Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE-DF), de modo a verificar as sobreposições positivas (preservação e conservação da biodiversidade) e as negativas (alto impacto ambiental e geração da supressão da vegetação nativa). Para o presente estudo, empreendimento se referiu as atividades destinadas à infraestrutura, mineração, projetos de assentamentos e ambiental (Unidades de Conservação (UCs), Reserva Legal (RL) e Áreas de Proteção Permanente (APP)). Reserva Legal é “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural” (EMBRAPA, 2019). APP é área coberta ou não por vegetação nativa, com o intuito de preservar o meio ambiente, assegurando o bem estar da população (BRASIL, 2012). Unidades de Conservação são áreas conjuntamente com seus recursos ambientais para conservação e limites definidos, com garantias de proteção (BRASIL, 2002).

2. Materiais e métodos

O método foi desenvolvido por meio de geoprocessamento, com a utilização do software ArcGIS Pro e ArcGIS Desktop 10.6, por meio do diagnóstico das sobreposições entre as APs e os empreendimentos classificados como ambientais (Unidade de Conservação, Terra Indígena) e sociais (Projetos de Assentamentos), os quais foram classificados como sobreposição positiva; e entre os

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

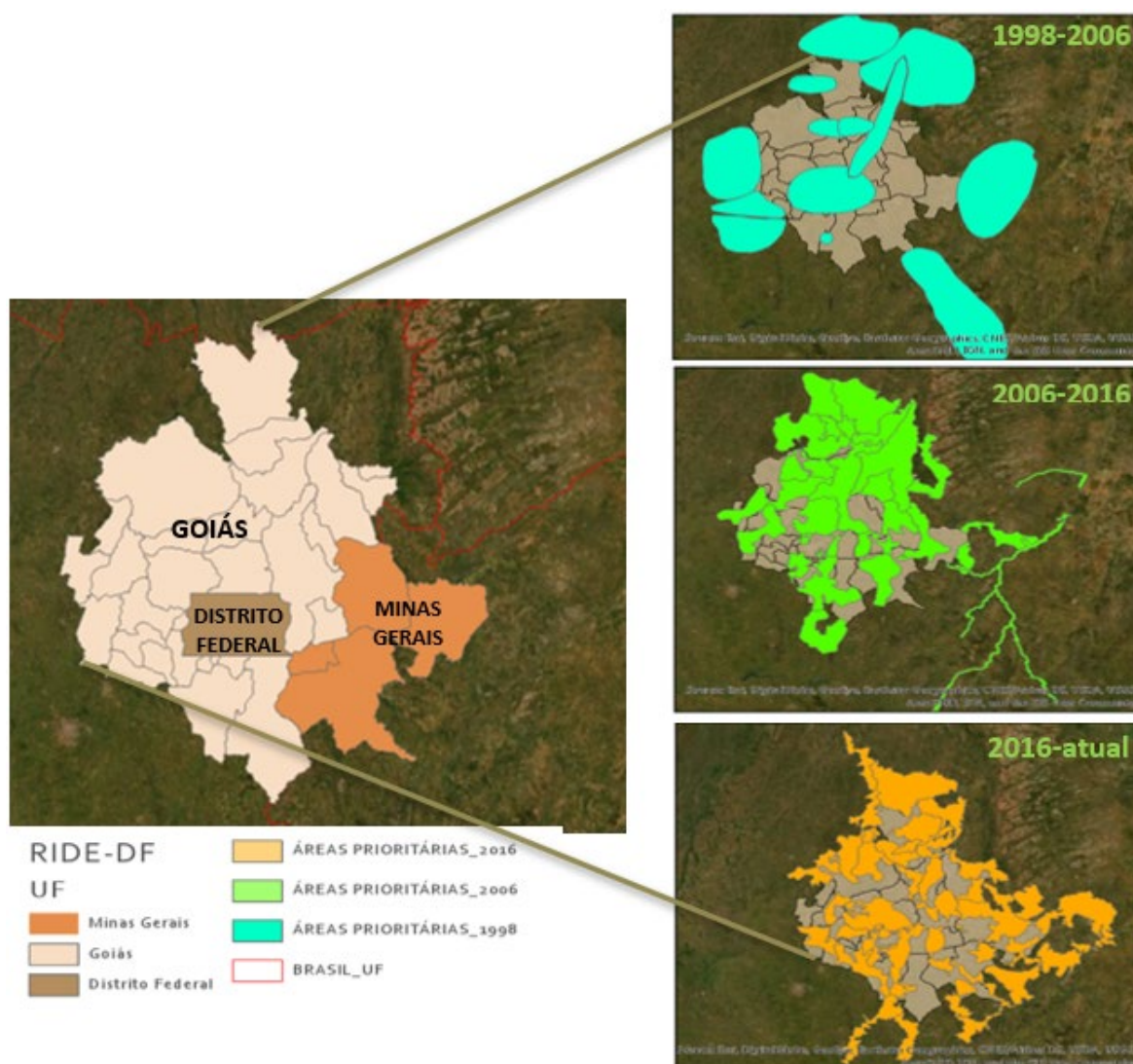
— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

empreendimentos como infraestrutura (aeroportos, pistas de pouso, centrais geradoras, dutos, pequenas centrais de hidrelétrica, transportes hidroviários, usinas eólicas, usinas hidrelétricas e usinas termelétricas) e de mineração, os quais foram classificados como sobreposição negativa.

Segundo a SUDECO (2019), a Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno (RIDE-DF) possui 33 municípios, sendo 29 em Goiás e 4 em Minas Gerais, além do Distrito Federal, com uma dimensão física cerca de 95.000 km² e aproximadamente 4.000.000 pessoas. A região foi construída com o intuito de realizar atividades da União, estados e municípios para fomentar projetos que dinamizem economicamente os territórios de menor desenvolvimento (BRASIL, 2015).

A Figura 1 mostra a RIDE-DF e as respectivas áreas prioritárias que foram criadas e/ou atualizadas com o passar dos períodos.

Figura 1 - RIDE-DF e Áreas Prioritárias



Fonte: elaborado pelos autores.

3. Resultados e discussão

Conforme os resultados, observou-se que à medida que os períodos foram passando houve o aumento da quantidade de áreas prioritárias, mas de forma fragmentada, como pode ser observado na Figura 1. Provavelmente foi devido à economia local que ocasionou a utilização de áreas para a construção de mais empreendimentos de infraestrutura e mineração.

Nos anos iniciais de 1998 a 2006, a quantidade de áreas prioritárias foi bem menor que no último período, cujo número variou de 13 para 46, totalizando uma quantidade de 90 APs (Tabela 1). Quanto aos empreendimentos, é nítido que anteriormente à criação ou atualização das APs, a presença das construções que desnorтеiam o cuidado com a biodiversidade, em geral, foi bem maior (Tabela 1).

Tabela 1 - Áreas Prioritárias e empreendimentos negativos nos períodos: 1998-2006, 2006-2016, 2016-atual

Períodos	Nº de Áreas Prioritárias	Quantidade de Empreendimentos Antes e Depois da Criação da APs			
		Infraestrutura		Mineração	
		Antes	Depois	Antes	Depois
1998-2006	13	11	7	51	66
2006-2016	31	15	35	257	432
2016-atual	46	49	3	588	75
Total	90	75	45	896	573

Fonte: elaborado pelos autores.

A Tabela 2 mostra a relação dos empreendimentos considerados positivos antes e após a criação/atualização das APs. Também, é perceptivo a diminuição dos empreendimentos com a implementação das áreas prioritárias, o que é favorável, visto que as APs buscam a criação de UC, conservação e preservação da biodiversidade e se houve a diminuição de uma APs, é porque consequentemente certa área foi favorecida anteriormente, tornando-se uma posterior UC ou até mesmo Reserva Legal.

Tabela 2 - Áreas Prioritárias e empreendimentos positivos nos períodos: 1998-2006, 2006-2016, 2016-atual

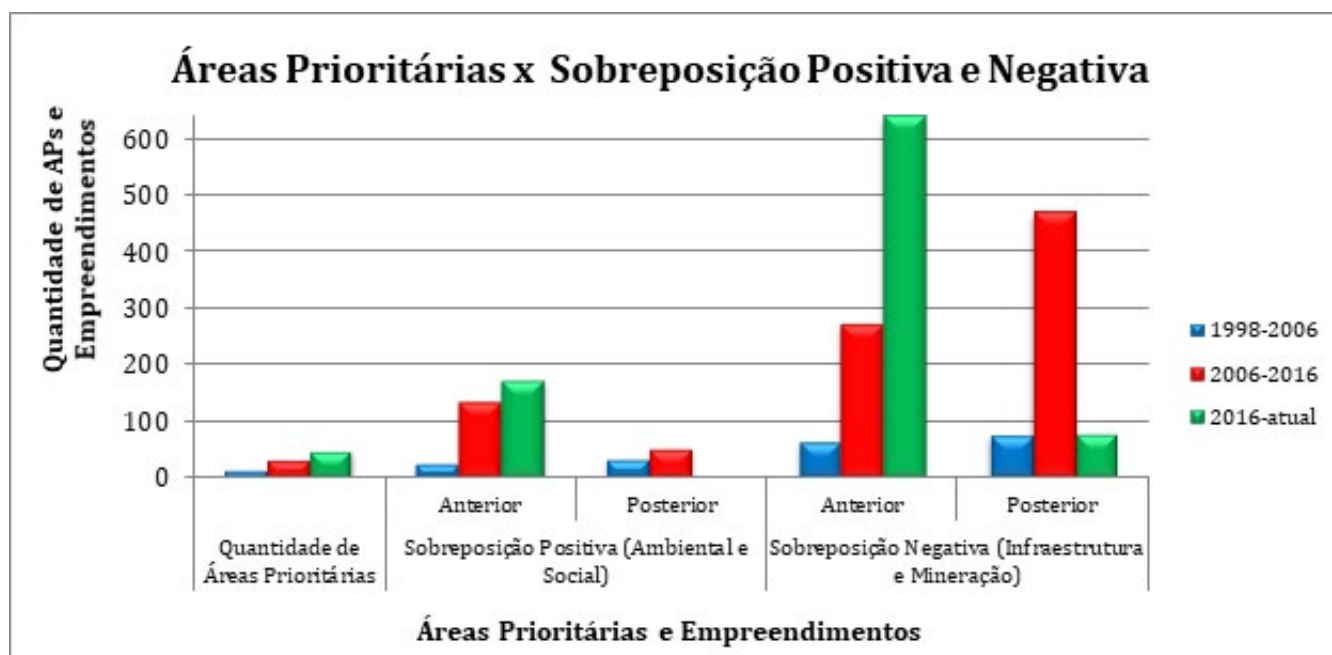
Períodos	Nº de Áreas Prioritárias	Quantidade de Empreendimentos Antes e Depois da Criação da APs			
		Social		Ambiental	
		Antes	Depois	Antes	Depois
1998-2006	13	16	24	8	7
2006-2016	31	110	34	25	16
2016-atual	46	128	0	45	0
Total	90	254	58	78	23

Fonte: elaborado pelos autores.

Após a verificação dos dois tipos de empreendimentos (positivos e negativos), percebeu-se a grande variação antes e após a criação/atualização das APs, o que pode ser visto no Gráfico 1. A existência de empreendimentos de infraestrutura e mineração é bem maior que aqueles destinados aos cuidados ambientais (Social e Ambiental). De 1998 para 2016, antes às APs, houve

um aumento de empreendimentos negativos (mais de 10 vezes); enquanto, que o número total de atividades positivas, anteriormente, foi menor que 200. A sobreposição positiva antes e após a criação das APs teve o número total em torno de 300 e 80 empreendimentos, respectivamente; enquanto que à sobreposição negativa, antes e após as APs, houve uma variação total de 950 para 600, respectivamente, observando-se a diminuição das construções nas áreas prioritárias. Após a implementação das APs, em geral, ocorreu a diminuição de ambos os tipos de empreendimentos, mas, ainda, com destaque para a atuação dos empreendimentos que estão em desacordo com os cuidados com a biodiversidade.

Gráfico 1 - Áreas prioritárias e empreendimentos entre 1998 2016



Fonte: elaborado pelos autores.

4. Conclusão

Com os resultados, observou-se a diferença exacerbada entre os empreendimentos positivos e negativos, sendo estes discordantes das ações destinadas aos cuidados com a biodiversidade. Com isso, é de extrema importância que haja fiscalização, monitoramento, taxações, medidas eficazes para a conservação e proteção da biodiversidade, impedindo que impactos extremos possam ocasionar a diminuição total das espécies nos biomas. Com isso, as autoridades precisam continuar a avaliação e o estudo para o progresso das áreas prioritárias, até que possa ser criada uma ação política que proteja a diversidade biológica. Diagnosticaram-se claramente as falhas das políticas destinadas à proteção e conservação ambiental, onde se percebeu que mesmo depois de quase 20 anos, as APs só tiveram suas áreas originais modificadas, com grande parte impactada por atividades causadoras de elevado impacto ambiental.

5. Referências

BRASIL. Superintendência do Desenvolvimento do Centro-Oeste (SUDECO). Ministério do Desenvolvimento Regional. RIDE-DF Ampliação. Disponível em: <http://www.sudeco.gov.br/>

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

web/guest/galeria-de-imagens?p_p_id=31_INSTANCE_DNRH82ImF1As&p_p_lifecycle=0&p_p_state=normal&p_p_mode=view&_31_INSTANCE_DNRH82ImF1As_struts_action=%2Fimage_gallery_display%2Fview_image&_31_INSTANCE_DNRH82ImF1As_redirect=http%3A%2F%2Fwww.sudeco.gov.br%2Fweb%2Fguest%2Fsudeco%3Fp_p_id%3D3%26p_p_lifecycle%3D0%26p_p_state%3Dmaximized%26p_p_mode%3Dview%26_3_groupId%3D0%26_3_keywords%3Dride%2Bdf%26_3_struts_action%3D%252Fsearch%252Fsearch%26_3_redirect%3D%252F&_31_INSTANCE_DNRH82ImF1As_fileEntryId=89242. Acesso em 10 ago. de 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (2015). Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal e Entorno - RIDE-DF. Disponível em: http://mi.gov.br/regioes_integradas_df_rides. Acesso em: 28 ago. 2019.

BRASIL (2012). LEI Nº 12.651, DE MAIO DE 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm#art83. Acesso em: 28 ago. 2019.

BRASIL (2002). Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm. Acesso em: 29 ago. 2019.

Convenção da Diversidade Biológica (CDB). (1992). Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_chm_rbbio/_arquivos/cdbport_72.pdf Acesso em 20 jul. 2019.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Área de Reserva Legal (ARL). Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/area-de-reserva-legal-arl>. Acesso em: 29 ago. 2019.

FUNDAÇÃO PRÓ-NATUREZA; CONSERVATION INTERNATIONAL; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade do Cerrado e Pantanal**. Brasília: MMA/ SBF, 2000. 26p.

KRÜGER, C.; DANTAS, M. K.; CASTRO, J. M.; PASSADOR, C. S.; CALDANA, A. C. F. **ANÁLISE DAS POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O DESENVOLVIMENTO DA FAIXA DE FRONTEIRA BRASILEIRA**. Ambiente e Sociedade. São Paulo v. XX, n. 4. p. 41-42. Out-dez. 2017.

DIAGNÓSTICO DA LOGÍSTICA REVERSA NO MUNICÍPIO DE TAPEJARA - RS

Ana Carla Scariot¹, Patrícia de Almeida Martins²

¹ Acadêmica do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Passo Fundo (UPF)

E-mail: ana_scariott@hotmail.com

² Docente do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Passo Fundo (UPF)

1. Introdução

A logística reversa é um dos instrumentos regulamentado pela Lei 12.305 de 2010, Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que prevê o retorno de determinados produtos após o consumo aos fabricantes de origem, por meio de acordos firmados entre os fabricantes, distribuidores, comércio e usuários, onde os fabricantes possuem como obrigação encaminhar os produtos para uma destinação final adequada, ou realizar a reinserção dos materiais reciclados sob novas formas de produtos. Os produtos enquadrados na PNRS são: pilhas, baterias, lâmpadas, embalagem de agrotóxico e de óleo lubrificante, pneus e eletrônicos. Desta forma o objetivo geral deste trabalho foi realizar o diagnóstico da logística reversa no município de Tapejara, Rio Grande do Sul, através de aplicação de questionário com questões sobre a logística reversa para os cidadãos, resultado no conhecimento do nível de informação que os entrevistados possuem sobre a temática.

2. Materiais e métodos

O questionário destinado aos cidadãos foi elaborado com linguagem clara e objetiva excluindo quaisquer dúvidas em relação as perguntas. Foram escritas 08 questões com o objetivo de colher informações de como está o conhecimento dos cidadãos de Tapejara acerca do tema logística reversa e responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto.

A definição da amostra partiu do princípio de amostra aleatória e não definida. Quanto ao tamanho da amostra, o mesmo foi baseado em fatores como tamanho da população e erro amostral tolerável resultando em uma aproximação do tamanho da amostra, posteriormente determinando-se o tamanho real da amostra, segundo a equação 1 (BARBETTA, 2002):

Equação 1:

$$n_0 = \frac{1}{E_0^2}$$

Considerando:

E_0 = Erro amostral tolerável, adotado em 5% (0,05)

n_0 = Primeira aproximação do tamanho da amostra

N = População de Tapejara, adotada (IBGE,2018) 23.651 habitantes

$$n_o = \frac{1}{(0,05)^2} = 400$$

Equação 2:

$$n = \frac{N * n_o}{N + n_o}$$
$$n = \frac{23.651 * 400}{23.651 + 400} = 394$$

Como resultado de tamanho da amostra obteve-se 394 pessoas, onde ao todo foram entrevistadas 404 pessoas, o que corresponde a 2,47% a mais de população definida na amostragem. Em relação com a população, atingiu-se a representatividade de 1,7% dos cidadãos do município.

Antes da aplicação do questionário o entrevistado era informado que se tratava de uma pesquisa para fins acadêmicos, com busca na elucidação dos temas acima mencionados. Após a finalização do preenchimento do questionário, as dúvidas por parte do entrevistado foram sanadas, informando ao mesmo sobre do que trata a logística reversa, quais são as responsabilidades do cidadão, comércio, fabricantes e poder público, aonde estão localizados os pontos de recolhimento dos produtos pneus e eletrônicos no município de Tapejara e como proceder com os demais produtos enquadrados na logística reversa: pilhas, baterias, lâmpadas, embalagens de agrotóxicos e pneus.

A data de início da aplicação dos questionários foi no dia 06 de maio de 2019, com término em 31 de maio de 2019, nos seguintes locais:

- a) Roda de convívio das autoras (amigos e familiares);
- b) Totalidade de colaboradores da Saúde Center Clínica, clínica médica instalada no município de Tapejara;
- c) Totalidade de colaboradores de indústria de queijo ralado Tupy, localizada na Linha Girardi, interior do município de Tapejara;
- d) Usuários de transporte universitário;
- e) Alunos do terceiro ano do turno da manhã da Escola Estadual de Ensino Médio Senhor dos Caminhos;
- f) Três turmas noturnas da Educação para Jovens e Adultos – EJA da Escola Estadual de Ensino Fundamental Valeriano Ughini;
- g) Almoço festivo na comunidade do Caravágio;

3. Resultados e discussão

A partir da aplicação do questionário observou-se que a faixa etária predominante foi de 18 a 25 anos correspondente a 48%, seguida por 25 a 35 anos 20%, 35 a 45 anos 14%, 45 a 60 anos 12% e finalizando com acima de 60 anos cerca de 6%.

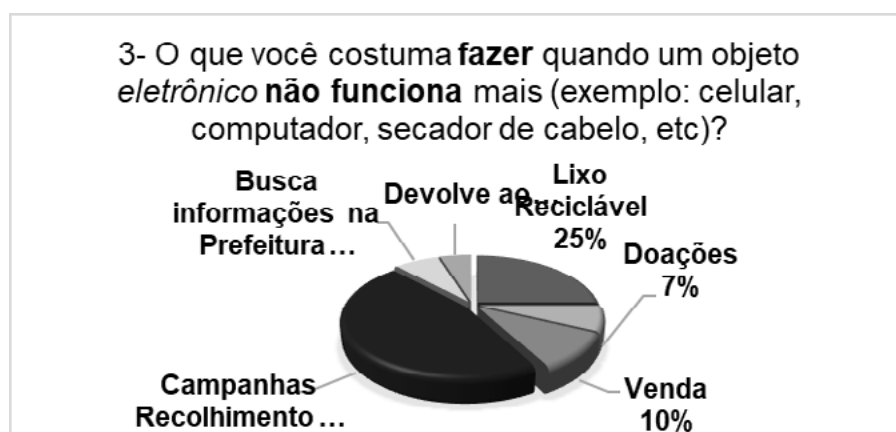
Em relação ao bairro, a maior concentração de respostas partiu do bairro Centro com 44%, seguida do Bairro São Paulo 21%. Esta diferença deve-se que o bairro Centro abrange a maior população do município onde estão alocados a maior parte de prédios e densidade populacional.

Ainda cabe ressaltar que a divisão dos bairros muitas vezes é desconhecida pela população o que acarreta na identificação de suas residências como Centro.

Na pergunta 3 “O que você costuma fazer quando um objeto eletrônico não funciona mais” (Figura 1) quase a metade das pessoas 46% afirmaram que esperam as campanhas de recolhimento da Prefeitura Municipal. Desta forma, as pessoas esperam pela campanha para levar seus objetos eletrônicos para o descarte, porém se a mesma não ocorre de maneira frequente (mais de uma vez ao ano) a tendência é de que as pessoas acabem destinando este material no lixo reciclável, 25% de afirmação, pois este material acaba acumulando em suas residências.

Relacionando a pergunta 3 com a 9 “Você sabia que a Prefeitura Municipal possui um local para armazenamento de Eletrônicos e Pneus para dar o devido destino?” cerca de 58% das pessoas afirmaram ter conhecimento que a Prefeitura Municipal possui um local para armazenamento de eletrônicos e pneus, porém ainda assim a maioria das pessoas (46%, pergunta 3) esperam as campanhas de recolhimento ao invés de levarem o resíduo eletrônico até o local próprio da Secretaria de Obras. Desta forma, o município deveria investir em campanhas mais frequentes para o recolhimento deste material.

Figura 1. Questão 3.



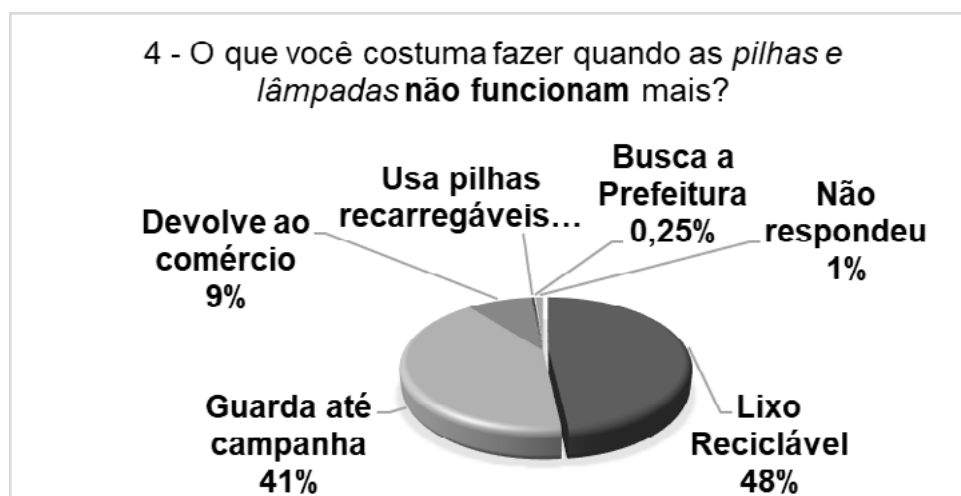
Fonte: Autores, 2019.

Na questão 4, “O que você costuma fazer quando as pilhas e lâmpadas não funcionam mais?” (Figura 2) cerca de 48% afirmaram que jogam no lixo reciclável, 41% guarda para as campanhas de recolhimento e apenas 9% devolve ao comércio.

As pessoas que guardam estes produtos para destinarem nas campanhas de recolhimento, o que não ocorre por parte da Prefeitura pois a mesma não possui nenhuma campanha ativa de recolhimento, acabam destinando para o lixo reciclável, tendo em vista o acúmulo dos materiais em suas residências.

Relacionando a questão 4 com a questão 8 “Você sabia que a devolução desses produtos aonde você comprou é responsabilidade do cidadão”, 66% das pessoas afirmaram que sim, entramos em uma divergência de opiniões, onde as pessoas afirmam terem esse conhecimento quanto as responsabilidades porém, apenas 9% realiza a devolução ao comércio, o que pode ser resultado da inexistência de educação ambiental da população.

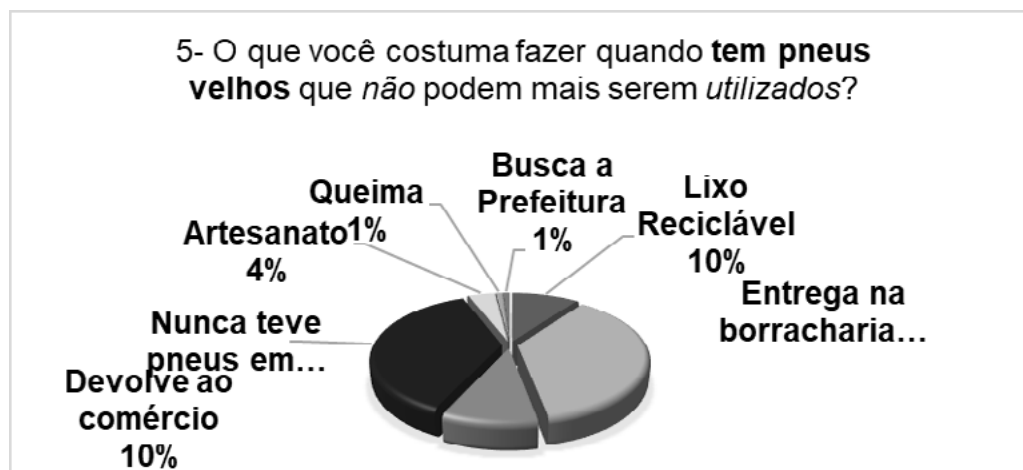
Figura 2. Questão 4.



Fonte: Autores, 2019.

Na questão 5 “O que você costuma fazer quando tem pneus velhos que não podem mais serem utilizados?”, Figura 3, houve 37% de afirmações em “Entrego na borracharia” e 37% de “Nunca teve pneus em casa”. Como os pneus são produtos com maior volume as pessoas que possuem veículos acabam deixando no local do reparo ou troca, estes que por sua vez levarão os pneus inservíveis até a Prefeitura Municipal, na Secretaria de Obras. Um fato que merece destaque é que 10% das pessoas o que corresponde a 40 pessoas colocam os pneus no lixo.

Figura 3. Questão 5.



Fonte: Autores, 2019.

Cerca de 244 pessoas o que corresponde a 61% das pessoas, que responderam o questionário não sabem o que é logística reversa, o que torna um percentual elevado tendo em vista que 48% possuem entre 18 a 25 anos, demonstrando que a maioria das pessoas não conhecem o tema, porém sabem que o retorno dos produtos Pilhas, Baterias, Pneus, Lâmpadas e Eletrodomésticos é prevista por Lei. Este resultado evidencia a falta de informação das pessoas quanto a Política Nacional de Resíduos Sólidos que está implementada desde 2010 totalizando 9 anos. Por se tratar de uma população mais jovem, a situação em relação a desinformação destes temas torna-se preocupante.

4. Conclusão

Quanto a percepção dos cidadãos de Tapejara acerca do tema logística reversa grande parte dos entrevistados (48%) eram jovens de 18 a 25 anos, porém sem conhecimentos sobre logística reversa onde 61% de todos os entrevistados afirmaram não saber do que se trata. Esta realidade de desinformação pode estar associada a falta de educação ambiental e incentivos por parte de políticas públicas que visem fomentar e realmente aprimorar a logística reversa no município, criando uma parceria entre comércio, prefeitura e cidadãos.

5. Referências

BARBETTA, P.A. 2002. **Estatística Aplicada às Ciências Sociais**. Cap. 3. Ed. UFSC, 5ª Edição. 2002.

BRASIL. **Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm>. Acesso em 20/09/2018.

DAHER, C. E.; SILVA, E. P. S.; FONSECA A. P. **Logística reversa: oportunidade para redução de custos através do gerenciamento da cadeia integrada de valor**. 2006. Disponível em: http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/12550/1/ARTIGO_LogisticaReversaOportunidade.pdf Acesso em 10/03/2019.

GUARNIERI, P. **Logística reversa: em busca do equilíbrio econômico e ambiental**. 1 ed. – Recife: Ed. Clube de Autores, 2011.

PLANO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM UM ESTABELECIMENTO COMERCIAL

Débora Seben¹, Giuvana Lazzaretti², Débora C. Bianchini³, Jerusa Grolli⁴, Tais Cristina Hempe⁵

^{1,2} Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus de Frederico Westphalen. E-mail: debyseben@hotmail.com

³ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais pela Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC).

⁴ Engenheira Ambiental e Sanitarista pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus de Frederico Westphalen.

⁵ Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus de Frederico Westphalen.

1. Introdução

O plano teve por base uma empresa familiar, pertencente ao ramo de minimercados, composta por dois sócios e um colaborador, localizada na região do planalto médio do estado do Rio Grande do Sul, onde se comercializam produtos de gêneros alimentícios, higiene e limpeza, contando ainda com uma estufa de produtos hortifrutí, na qual são produzidas e comercializadas hortaliças, legumes e frutas variadas e de forma orgânica.

O mercado trabalha com um público diversificado, isso se deve à sua localização, proximidade com o Parque Municipal de Rodeios da cidade. Nesse local, eventos ocorrem em quase todos os finais de semana, contando com um variado número de atividades organizadas pela prefeitura ou entidades locais. Por este motivo a maior ênfase nas vendas da empresa são bebidas e lanches, com atendimento em horários diferenciados, especialmente nos finais de semana e feriados, além do atendimento semanal, em horário comercial.

São comercializadas bebidas alcoólicas fermentadas em latas de alumínio, e apenas as bebidas destiladas são disponibilizadas em garrafas de vidro. Tal fato foi justificado por um dos sócios, “Como a população que frequenta o parque de rodeios são jovens, eles fazem uso de bebidas alcoólicas como forma de distração, então optou-se por não vender bebidas de garrafas, já que essas podem ser perigosas, quando ocorrer uma briga, por exemplo, além de que o vidro demora muito tempo para se decompor e não é muito procurado para reciclagem, diferente das latas de alumínio”.

O presente trabalho buscou propôr, sensibilizar e incentivar aos sócios, colaboradores e clientes da empresa, na melhoria das práticas já adotadas e incluir novas, com o intuito de diminuir os impactos da existência humana. A partir da análise dos itens, do plano de gerenciamento de resíduos sólidos, já aplicados na empresa, sugeriu-se melhorias para estes e propôs alternativas para o gerenciamento dos resíduos.

2. Materiais e métodos

Inicialmente identificou-se quais são os resíduos gerados no empreendimento, desde os orgânicos até os rejeitos, e como é feita a gestão dos mesmos. Sugeriu-se o plano de gerenciamento dos resíduos gerados, embasado nas legislações vigentes, além de propor melhorias para promover

a proteção ao meio ambiente, já que a empresa se mostrou bastante consciente com o mesmo e já desenvolve ações voltadas à preservação ambiental.

3. Resultados e discussão

3.1 Gestão dos Resíduos Sólidos

Atualmente a empresa realiza algumas ações quanto à segregação dos resíduos sólidos produzidos na empresa, bem como ações de sensibilização frente aos clientes. A mesma faz uso de lâmpadas fluorescentes e quando necessário realizar a substituição, já as faz por lâmpadas de LED.

Em relação aos resíduos orgânicos recicláveis, a coleta e transporte ocorrem manualmente pelos colaboradores, visto o pouco volume, e ficam armazenados no exterior do estabelecimento. Estes resíduos são acondicionados em um recipiente plástico e destinados para o processo de compostagem, feito pela própria empresa. Este composto posteriormente é incorporado ao solo, na forma de adubação orgânica, para a produção de hortaliças comercializadas pelo próprio estabelecimento.

Os rejeitos são destinados para a coleta seletiva, realizada por uma empresa licitada pela prefeitura municipal, que ocorre nas terças, quintas e sábados. O caminhão que transporta o rejeito é da própria empresa coletora. Estes ficam armazenados no interior do estabelecimento e são dispostos para serem coletados apenas nos dias indicados no calendário de coleta.

As latas de alumínio são separadas e comercializadas pelo próprio estabelecimento. O acondicionamento ocorre após a redução do volume, em sacos de fita de ráfia, oriundos da compra de caules e tubérculos como cebolas e batatas. Elas são armazenadas aos fundos, na parte interna do estabelecimento. Esses resíduos são transportados pelo proprietário até a empresa recicladora presente no município, a qual realiza a compra destes e depois os destina para a reciclagem.

Os plásticos e as garrafas pet são acondicionados separadamente em sacos. Os papéis também são separados e acondicionados em sacos. Algumas embalagens, como as externas de cigarros, que são de papel tipo kraft também são acondicionados em sacos separados. O intuito é facilitar a segregação para os catadores destes materiais. As caixas de papelão passam pelo processo de desmontagem, tanto aquelas que serão destinadas à reciclagem quanto as que possuem logística reversa. As caixas a serem devolvidas são armazenadas no interior do estabelecimento, os demais resíduos (plásticos e papéis) são armazenados diariamente na parte externa do mesmo, já que não existe um cronograma para que os recicladores colem estes resíduos.

As embalagens de vidro que eventualmente quebram ou são encontradas na área externa do estabelecimento, são armazenadas em sacos plásticos e posteriormente em caixas de papelão, devidamente identificadas com os dizeres: “Cuidado, vidro”, e encaminhadas para coleta seletiva.

Outra separação importante, que merece destaque, refere-se às tampinhas de garrafa pet, que são armazenadas em potes de plástico, e os lacres das latas de alumínio, que são armazenados em uma garrafa pet 2 L. Estes dois materiais são recolhidos e enviados para pontos coletores presentes na cidade, já que podem ser doados à instituições participantes dos programas Tampinha Legal e Lacre Amigo e serem trocadas por cadeiras de rodas e doadas à instituições beneficentes.

Quanto ao transporte de mercadorias pelos consumidores, já foi realizada uma pesquisa junto aos clientes, quanto à aceitação da substituição de sacolas plásticas por sacolas ecológicas (SEBEN, 2012). Na pesquisa foi verificado que os clientes estão preocupados com as questões ambientais, mas não possuem o hábito de realizar ações ecologicamente corretas. Ainda, após o término da referida pesquisa, foram distribuídas ecobags para uma grande quantidade de clientes, no entanto, uma parcela muito pequena deles ainda faz uso das mesmas. Vale destacar que, quando o cliente compra pouca quantidade de mercadorias, alguns optam por levar as mercadorias na mão para diminuir a utilização das sacolas plásticas.

3.2 Plano de Gerenciamento

Conforme a Lei 12305/2010, que dispõe sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos, é essencial que os geradores realizem o plano de gerenciamento dos seus resíduos sólidos. A política prevê a prudência e redução da produção de resíduos, através do consumo sustentável, além de incentivos à reutilização e reciclagem, caracterizando uma destinação ambientalmente correta e posterior, com os rejeitos, uma disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

A redução do consumo de resíduos recicláveis está diretamente relacionada com a quantidade de produtos que são comercializadas pelo estabelecimento. Os resíduos (caixas de papelão e plásticos) oriundos do acondicionamento das mercadorias não podem ser eliminados ou reduzidos, já que vem diretamente das empresas transportadoras.

Em relação às caixas de papelão, existe a política da logística reversa (BRASIL, 2010) com alguns fornecedores, como os de salgadinhos e cigarros, por exemplo, que recolhem as caixas utilizadas na visita anterior, para reabastecê-las e dispor novamente aos estabelecimentos.

As frutas e verduras comercializadas pelo estabelecimento são adquiridas em pequenas quantidades, assim, são poucos os resíduos orgânicos gerados e que são enviados para a compostagem do estabelecimento.

A água utilizada no cultivo das hortaliças é proveniente da captação da água pluvial, apenas do telhado da estufa, e armazenada em duas caixas de polietileno com capacidade de 20.000 L cada.

Em relação às sacolas plásticas e a sua redução, as mercadorias podem ser transportadas em caixas de papelão ou ecobags, ou então sacolas de cores diferenciadas, podendo assim serem utilizadas, pelos clientes, no descarte dos resíduos das residências, facilitando a coleta por parte da empresa de coleta de resíduos.

A educação e sensibilização ambiental é um dos passos fundamentais e importantíssimos para se promover a proteção do meio ambiente e dos recursos naturais. Através da educação ambiental busca-se levar, até a sociedade, o conhecimento do quão importante é a valorização do meio ambiente bem como o reaproveitamento dos recursos naturais, para assim evitar o seu esgotamento (BRASIL, 1999).

3.3 Propostas de Melhorias

A empresa possui hoje um sistema de educação ambiental com seus clientes, os quais são informados sobre a separação adequada dos resíduos, elucidação sobre a importância ao uso de sacolas ecológicas, e como em consequência a redução do uso de embalagens plásticas. Mas, apesar

disso, verifica-se a pouca adesão por parte dos clientes. Sugere-se então enfatizar a educação ambiental perante os mesmos através à Política Nacional de Educação Ambiental, a Lei nº 9.795/1999 (BRASIL, 1999).

Este incentivo de sensibilização ambiental pode ocorrer através de descontos em produtos quando não são consumidas sacolas plásticas, ou bônus e sorteio de brindes para aqueles clientes que utilizarem sacolas ecológicas. Desta forma, é possível que, os clientes façam uso das ecobags. Propõe-se que dentro do estabelecimento tenham informativos, lembretes e recados, dispostos em lugares visíveis aos consumidores, explicando sobre a correta segregação dos resíduos, sobre o sistema de logística reversa, como também conversas informais entre os empresários e clientes em relação ao assunto de gestão de resíduos.

Sugere-se ainda, aos proprietários que, quando o cliente realizar compras grandes ou que o mesmo se desloque ao estabelecimento comercial de carro, os colaboradores possam sugerir alocar as mercadorias em caixas de papelão. Quando as compras forem pequenas e os clientes não levarem suas sacolas, sugere-se então a disponibilização de sacolas oxibiodegradáveis, em duas cores distintas, indicando em cada uma o resíduo ao qual se destina.

A ideia sugerida em relação às sacolas oxibiodegradáveis, se deu pelo fato de perceber que a utilização de ecobags ainda é uma prática pouco aderida, apesar de ser aceitável pela sociedade, assim o uso de sacolas oxibiodegradáveis representa uma maneira de amenizar o uso de sacolas plásticas brancas, e sugere-se utilizar apenas duas cores (azul e marrom, por exemplo), conforme descrito na Resolução CONAMA nº 275/2001, para incentivar os clientes que ainda não realizam a separação dos resíduos, que se habituem à fazê-lo (BRASIL, 2001). Tal fato auxiliaria também na segregação dos materiais para uma disposição ambientalmente correta. Além disso, se propõe a implantação de coletoras seletivas visíveis ao público, visando chamar atenção dos clientes para a correta separação dos resíduos.

Quanto à utilização da água pluvial que não é coletada no telhado do mercado, sugere-se que esta possa ser armazenada e aplicada nas descargas dos sanitários ou limpeza de calçadas, diminuindo o consumo de água potável para tal finalidade (BRASIL, 2017).

Além disso, sugere-se a instalação de placas fotovoltaicas, que proporcionará a redução com gastos de energia elétrica que é proveniente de concessionária autorizada do município, o que acarreta em custos elevados para este fim (ANEEL, 2012).

Como a empresa não possui um sistema de logística reversa, uma das sugestões é a implantação deste sistema para pilhas, lâmpadas e baterias, em locais visíveis e sinalizados, chamando a atenção que ali há um ponto de recolhimento desses materiais (BRASIL, 2010).

Também se verificou a necessidade que a empresa possui de construir um local apropriado para o armazenamento temporários dos resíduos, até que seja realizada a destinação dos mesmos, pois sofrem desvalorização frente ao mercado, por estarem com avarias devido à ação do clima, além de utilizar o espaço físico de estoque de mercadorias. Para tal, sugere-se a construção de um espaço fechado, ou aquisição de containers, que os catadores possam ter acesso, ao lado do mercado.

4. Conclusão

Com o presente trabalho foi possível sensibilizar ainda mais os sócios sobre a importância da proteção do meio ambiente, além de incentivá-los a incluir novas práticas sustentáveis.

Conforme verificado no PNRS, a periodicidade da revisão do plano se dá de acordo com as licenças de operação emitidas pelos órgãos do Sisnama, disposto no Art.21. Cabe ao responsável técnico verificar as datas das licenças e renovações dos planos.

5. Referências

ANEEL. **Resolução Normativa nº 482 de 17 de abril de 2012**. Estabelece as condições gerais para o acesso de microgeração e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica, o sistema de compensação de energia elétrica, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/cedoc/ren2012482.pdf>> Acesso em: 12 jun. 2019.

BRASIL. Lei nº 9795, de 27 de abril de 1999. **Política Nacional de Educação Ambiental**. Brasília, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19795.htm>. Acesso em: 10 jun. 2018.

BRASIL. **Resolução Conama nº 275, de 25 de abril de 2001**. Disponível em:

<<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=273>>. Acesso em 10 de junho de 2018.

BRASIL. Lei nº 12305, de 2 de agosto de 2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 10 jun. 2018.

BRASIL. **Lei nº 13501, de 30 de outubro de 2017**. Altera o art. 2º da Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, para incluir o aproveitamento de águas pluviais como um de seus objetivos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/lei/L13501.htm> Acesso em: 12 jun. 2019.

SEBEN, D. **Sacolas Ecológicas: uma análise sobre a sua aceitação em um estabelecimento comercial do município de Marau-RS**. In: Seget, 2012.

POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

ESTUDO DE DISPERSÃO DE POLUENTES INDUSTRIAIS NA REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE

Laura Lahiguera Cesa¹, Júlia Reinheimer Daiello², Luiz Fernando da Silva³, Rita Alves⁴

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - Engenharia Ambiental. E-mail: julia.rdaiello@gmail.com

E-mail: laura.lahiguera.c@gmail.com, E-mail: fsilva280296@gmail.com, E-mail: rita.alves@ufrgs.br

1. Introdução

A poluição atmosférica pode ser definida como a presença de substâncias emitidas por atividades antropogênicas em concentrações suficientemente altas, acima de seus níveis normais no ambiente, de maneira a causar efeitos mensuráveis aos seres vivos ou materiais (Seinfeld e Pandis, 2006).

Uma maneira prática de estudar a dispersão dos poluentes é através da modelagem matemática, a qual utiliza métodos numéricos para verificar a distribuição de contaminantes atmosféricos em uma determinada área fixa no espaço. A caracterização da poluição do ar é designada por um conjunto de fatores que compreendem a intensidade das emissões, transporte e diluição na atmosfera e o tempo de exposição (e concentração) do poluente na atmosfera (CERQUEIRA, 2001). Também deve se levar em conta os fatores físicos como a topografia da região e suas condições climáticas e meteorológicas (FRUEHAUF, 1998).

Objetiva-se, com este trabalho, ter uma relação da dispersão dos poluentes óxidos nitrosos (NO_x), dióxido de enxofre (SO₂) e material particulado total (MP), na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA), considerando as emissões das fontes fixas de três principais empreendimentos industriais, sendo estes: Companhia Manufacturera de Papeles y Cartones (CMPC) em Guaíba (RS), Braskem em Triunfo (RS) e Usina Termelétrica Sepé Tiarajú localizada em Canoas (RS). Os resultados obtidos através da modelagem serão comparados aos padrões da atual resolução da CONAMA nº 491/2018. Tais resultados possibilitarão ter uma visão do atual impacto ambiental, se as concentrações fictícias fossem reais e limitar a saturação da bacia aérea na RMPA, para as fontes fixas em questão.

2. Materiais e métodos

Para o estudo de dispersão de poluentes das fontes industriais localizadas na Região Metropolitana de Porto Alegre, foi utilizado o modelo CALPUFF, um avançado sistema de modelagem de qualidade do ar e meteorológico não estacionário desenvolvido por cientistas da Exponent, Inc. O sistema de modelagem consiste em três componentes principais: CALMET (um modelo meteorológico tridimensional de diagnóstico), CALPUFF (um modelo de dispersão da qualidade do ar) e CALPOST (um pacote de pós-processamento). O modelo CALMET, neste estudo foi inicializado com informações do modelo atmosférico de mesoescala, WRF (Weather Research and Forecasting).

Para o estudo da dispersão foi escolhido o ano de 2017, com área de abrangência da ordem de 10.000 m², e uma grade com a resolução espacial da ordem de um quilômetro (1km) e resolução temporal de uma hora (1h). Os dados meteorológicos são obtidos do modelo WRF com

resolução espacial de 5 km e temporal de 1h, já que é sabido que as condições meteorológicas do local influenciam substancialmente da dispersão de poluentes. A figura 1 ilustra a área do estudo, com destaque para os empreendimentos (CMPC, Braskem e Usina Sepé Tiarajú) e, mesmo sem ser considerada neste trabalho a localização da possível futura Mina do Guaíba, que compreende uma área de exploração de carvão.

Figura 1 – Área considerada no estudo



3. Resultados e discussão

A partir da modelagem de poluentes provenientes de fontes fixas na RMPA, foi possível observar as concentrações dos poluentes ao nível do solo, para períodos médios de 24 horas (SO_2 e MP), máximos valores para o período de 1h (NO_x), além das médias anuais. Através dos resultados é possível obter a dispersão da pluma de contaminantes e a localização dos máximos valores de concentração em $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Após a elaboração e desenvolvimento da modelagem foi possível quantificar os impactos dessas emissões na grade considerada. Assim, pode-se comparar com os valores da lei ambiental vigente, além de estudar as consequências desses poluentes no ambiente.

A partir do estudo, foi notada a alta concentração de compostos de NO_x , atingindo o valor máximo em 1h de aproximadamente $1400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, na região do lago Guaíba (figura 2 e 3), o que causa malefícios para esse ambiente e, consequentemente, para aqueles que usufruem dos serviços ecossistêmicos desse habitat.

Figura 2 - Isolinhas de concentração de NOx para a grade estabelecida

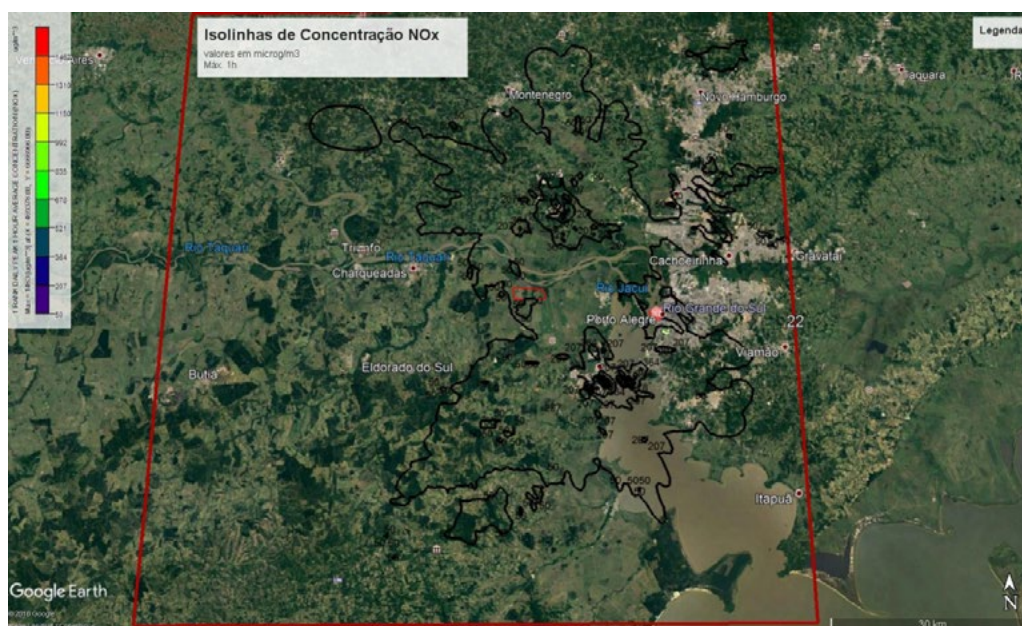


Figura 3 - Isolinhas de concentração de NOx aplicado para o lago Guaíba



Já o Dióxido de Enxofre (SO_2), um gás incolor, emitido naturalmente na atmosfera por atividades vulcânicas, cuja emissão é intensificada por atividades antrópicas, tem seus malefícios agindo diretamente no sistema respiratório, sendo capaz de atingir as partes mais profundas do mesmo. Além disso, quando na presença da umidade do ar, o enxofre dá origem ao ácido sulfúrico (composição química) e respectivos sais, contribuindo para a formação da chuva ácida, que é responsável pela acidificação das águas e dos solos. Desta maneira, foi quantificado valores mais notórios de SO_2 em locais mais habitados da cidade de Canoas (RS), próximo a Porto Alegre, com valor da sua média de 24h da ordem de $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, (Figura 4).

Figura 4 - Isolinhas de concentração de SO₂ na região de Canoas (RS)



Por fim, o material particulado total (MP), quando em grandes quantidades, causa aumento na densidade das nuvens, dificultando a entrada da luz solar na atmosfera, criando um processo conhecido como forçamento radiativo. Isso causaria impactos ambientais como a diminuição da frequência de precipitações e a chuva ácida. Na modelagem, o MP foi observado em maiores concentrações para a média de 24 horas atingindo valores de 50 µg/m³, próximo ao município de Guaíba e nas margens do Lago Guaíba (Figura 5).

Figura 5 - Isolinhas de concentração de MP



Figura 6 - Dia Juliano 138 de 2017 (SO_2)

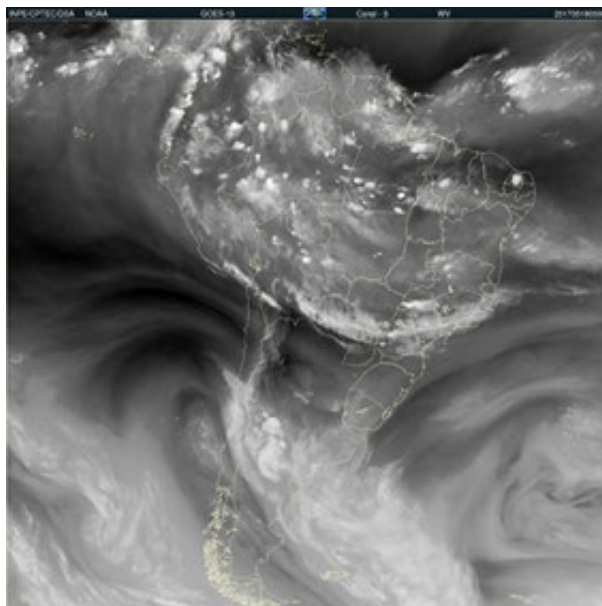
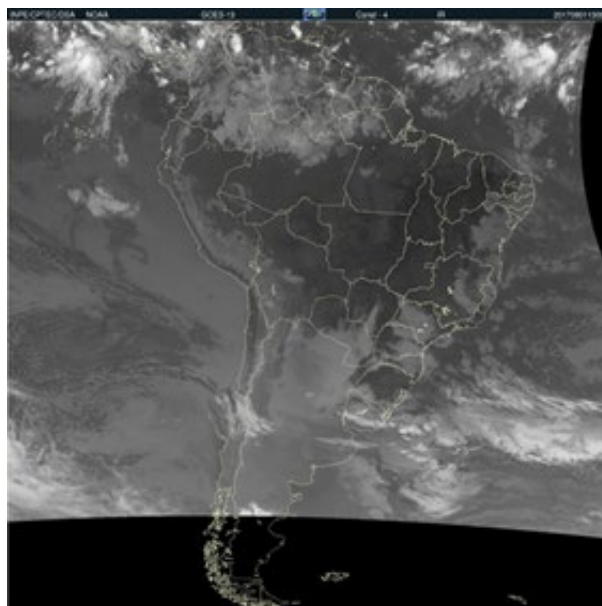


Figura 7 - Dia Juliano 213 de 2017 (MP e NO_x)



A meteorologia tem um papel fundamental em relação à qualidade do ar. Na verdade são os eventos meteorológicos que guiam a dispersão de poluentes e a sua deposição no solo, uma vez que estão imersos na atmosfera. (MOREIRA, TIRABASSI, MORAES2008). Nesse caso o sistema de alta pressão atmosférica, foi o crucial, o qual é caracterizado por concentrar poluentes mais próximas à superfície e impedir a disseminação dos mesmos.

Desta maneira, é possível analisar, nas figuras 6 e 7, o sistema de alta pressão que gerou consequências diretas na observação dos maiores valores simulados no período para as três variáveis em questão.

Os padrões nacionais de qualidade do ar são divididos em duas categorias: PI (Padrões de qualidade do ar intermediários) que correspondem a padrões estabelecidos como valores temporários a serem cumpridos em etapas; e padrão de qualidade do ar final PF (padrão de qualidade do ar final), os quais são valores guia definidos pela Organização Mundial da Saúde - OMS em 2005 (Tabela 1).

Tabela 1 - Valores de concentração de poluentes da resolução CONAMA número 491/2018

Poluente Atmosférico	Período de Referência	PI-1 µg/ m ³	PI-2 µg/m ³	PI-3 µg/m ³	PF µg/m ³
Material Particulado - MP10	24 horas	120	100	75	50
	Anual ¹	40	35	30	20
Dióxido de Enxofre - SO ₂	24 horas	125	50	30	20
	Anual ¹	40	30	20	-
Dióxido de Nitrogênio - NO ₂	1 hora ²	260	240	220	200
	Anual ¹	60	50	45	40

4. Conclusão

Através do estudo, busca-se alavancar a pesquisa, ensino e extensão com base na área de dispersão de poluentes. Foi avaliado o possível impacto ambiental considerando três fontes fixas localizadas na RMPA (RS). Com uma emissão fictícia, visto a não disponibilidade ou dificuldade em obter dados reais de emissão, a ideia deste estudo foi somente avaliar a influência das condições atmosféricas na pluma de contaminantes e ter uma ideia superficial do possível impacto relacionado às emissões, que aqui foram consideradas contínuas para o período de 24h, durante todo ano de 2017. Como resultado, as três fontes influenciam substancialmente na qualidade do ar da região, relacionando, ainda, com a meteorologia do ambiente em estudo.

Desta forma, foi possível analisar as concentrações aproximadas de dióxido de enxofre, óxidos nitrosos e materiais particulados totais provenientes destas empresas no estado do Rio Grande do Sul, as quais em alguns casos apresentaram valores superiores aos previstos pela Resolução CONAMA nº 491/2018.

Assim, procura-se, com o futuros estudos, expor a realidade de carga poluidora a qual a população da RMPA, estão submetidos, destacando a necessidade de práticas mais sustentáveis para o ambiente. Objetiva-se conscientizar a comunidade frente a qualidade do ar, além de reforçar metas e valores reais os quais as empresas devem cumprir para um ambiente saudável e sustentável.

5. Referências

CONAMA. Resolução 491/2018. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=740>

SEINFELD, J.H. PANDIS, S.N. Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change. 2006. Wiley and Sons, New York, 2nd ed. 1203p.

OLIVEIRA, G.S. O El Niño e você, o fenômeno climático. 1999. Transtec Editorial, 115p

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

LINDAU, F. G. L. Estudo da qualidade do ar na região urbana de Porto Alegre: Variabilidade das Concentrações do Parâmetro Partículas Inaláveis. Trabalho de diplomação - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Engenharia química, 2011.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S., 2005, Introdução a Engenharia Ambiental, 2ª Edição, Pearson Prentice Hall, São Paulo.

Davidson Martins Moreira, Tiziano Tirabassi Marcelo Romero de Moraes, METEOROLOGIA E POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA. 2008

STERN, A.; BOUBEL, R.; TURNER, D.; FOX, D., Fundamentals of Air Pollution – Academic Press, 1984.

CASTRO, J. G. S. Os gases que adoecem ao mundo. 1998. Fundação S.O.S Planeta Terra. Artigos.

BOTKIN, D.B.; LELLER, E.A.; Environmental Science – Earth As a Living Planet, John Wiley & Sons, New York, 1998.

INTERFERÊNCIA DE VARIÁVEIS CLIMÁTICAS NA QUALIDADE DO AR PARA DIFERENTES POLUENTES ATMOSFÉRICOS

William M. Kubiaki Levandoski¹, Joice Batista Reis², Hevelin Pagliarini³, Eduardo Pavan Korff⁴

^{1,2,3} Acadêmicos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS.

⁴ Docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS.

williankubi@gmail.com

1. Introdução

O mundo contemporâneo engloba um forte avanço tecnológico que está estritamente relacionado com a intensificação das emissões de poluentes atmosféricos (BRAIT, 2008). Legislações e ações que norteiam o controle da qualidade do ar têm sido cada vez mais importantes. De acordo com a resolução do Conama nº 491, o índice de qualidade do ar é de extrema importância e relaciona as concentrações de poluentes existentes na atmosfera (BRASIL, 2018).

Neste sentido, estudos de monitoramento atmosférico têm sido realizados em diversas localidades. O município de Erechim localizado no norte gaúcho conta com fontes geradoras de emissões com origens industriais e veiculares, entretanto não possui controle da qualidade do ar. Diante disso, o mecanismo de amostragem passiva se apresenta como uma alternativa viável para acompanhamento dos padrões de emissões na cidade. Vantagens como o baixo custo e a inexistência de alimentação elétrica permitem uma amostragem em amplos locais, corroborando para a elaboração de um perfil generalizado da distribuição dos poluentes no município (HANGARTNER, 2000; VENTURI *et al.*, 2016).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é influir sobre a interferência dos fatores climáticos nas condições de qualidade do ar no município de Erechim - RS, por meio de comparação de concentrações de ozônio (O₃) e dióxido de nitrogênio (NO₂) em dois pontos da cidade.

2. Materiais e métodos

O monitoramento foi realizado em dois pontos estratégicos da cidade de Erechim - RS. A Figura 1 apresenta os pontos de amostragem através de uma imagem de satélite: Distrito Industrial (P1) e BR-153 (P2).

Figura 1. Imagem de satélite da localização do P1 e P2 (Fonte: Google Earth, 2019).



A estrutura de montagem dos amostradores passivos é recomendada conforme Campos et al. (2006), sendo composta de solução absorvedora e filtro característico para cada poluente ao qual deseja analisar, conforme apresenta a Tabela 1.

Tabela 1. Especificações de filtros e solução absorvedora para cada poluente.

Poluente	Filtro	Solução absorvedora	Referência
NO ₂	Filtro de celulose (Whatman 40)	8,3 g de KI + 1,12 g de KOH, dissolvidos em 100 mL de metanol.	Campos <i>et al.</i> (2010)
O ₃	Filtro de papel de fibra de vidro (GF 50/A)	Deve ser amassado 5,0 g de amido em 20 mL de água destilada e despejado em 50 mL de água destilada em fervura, fervendo por cinco minutos. Descansar a solução por 24h e dissolver 1,0 g de carbonato de potássio e após 10,0 g de iodeto de potássio, dilui-se para 100 mL.	Bucco (2010)

Fonte: Modificado de BUCCO (2010).

Os amostradores são instalados a aproximadamente 2 metros do chão, e permanecem expostos por 4 dias. Após o período de exposição os filtros são retirados e encaminhados ao laboratório onde são envoltos em papel alumínio e conservados refrigerados até o momento da realização das análises de concentração de poluentes.

A análise de NO₂ é realizada a partir do método de Griess-Saltzman (SALTZMAN, 1954) que se baseia na espectrofotometria molecular UV/VIS. Já na análise de O₃ o método utilizado é o de Bucco (2010) que tem como base a espectrofotometria. A equação apresentada por Campos et al. (2006) realiza as concentrações de poluentes, que vem a partir da lei de Difusão de Fick. Para a parte dos cálculos utilizou-se Massman (1998) referente aos coeficientes de difusividade.

Para o presente estudo foram escolhidos os meses de agosto de 2018 e janeiro de 2019, sendo elencados devido a diversidade climática entre os períodos, tornando-se possível o estudo da interferência que a precipitação, temperatura e umidade relativa do ar exercem na qualidade do ar do município, no que se refere a concentração dos poluentes. Para isto foram coletados dados meteorológicos da Estação automática do município de Erechim, fornecidos pelo Instituto nacional de Meteorologia (INMET, 2019).

3. Resultados e discussão

Os resultados de concentração de dióxido de carbono e ozônio durante os meses de agosto de 2018 e janeiro de 2019 estão apresentados na tabela 2. As concentrações no mês de agosto se apresentaram relativamente mais baixas no P1, enquanto para o P2 nota-se o contrário.

Tabela 2: Concentração de dióxido de nitrogênio e ozônio no município de Erechim.

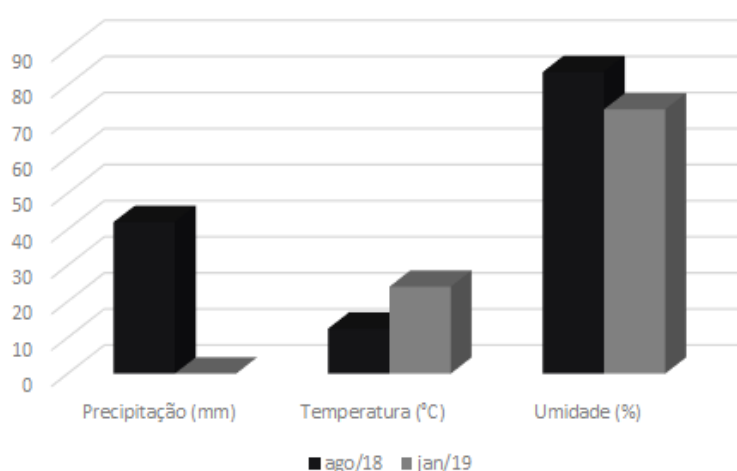
Ponto de Coleta	Referência	NO ₂ (µg/m ³)	O ₃ (µg/m ³)
(P1) Distrito Industrial	Agosto de 2018	10,05	2,78
	Janeiro de 2019	14,23	3,59
(P2) BR 153	Agosto de 2018	11,43	2,90
	Janeiro de 2019	9,22	2,89

Fonte: Autores.

Os dados meteorológicos dos meses em estudo estão apresentados na figura 2. A variável precipitação acumulada sofre drástica mudança entre os períodos, visto que em janeiro de 2019 não houve ocorrência de chuvas durante o tempo de coleta. Percebe-se que os parâmetros de temperatura e umidade sofreram moderadas variações, ao contrário da precipitação pluviométrica.

A temperatura é relacionada com a inversão térmica a qual determina o volume de ar disponível na dispersão dos poluentes para as camadas superiores da atmosfera. Em dias quentes, esse efeito tende a aprisionar os poluentes nas camadas inferiores da atmosfera (SEINFELD, PANDIS, 2006). A precipitação interfere de forma efetiva na concentração dos poluentes atmosféricos, devido aos mecanismos de *washout* e *rainout*, sendo que, em dias chuvosos a atmosfera é lavada, diminuindo a concentração de poluentes (GUERRA, MIRANDA, 2011).

Figura 2: Parâmetros Meteorológicos do Município de Erechim RS (Fonte: INMET).



Esses fatos podem ser observados por meio dos dados da tabela 2, onde percebe-se o menor valor de concentração de O₃ no mês de agosto de 2018 no Distrito Industrial, condição favorecida pela existência de precipitação neste mês e o maior valor de concentração de NO₂ no mesmo ponto para o mês de janeiro de 2019, onde se registrou aumento na temperatura e ausência de precipitação.

Outro indicador associado é a umidade relativa, esta possui forte vínculo com a qualidade do ar. Em períodos secos há tendência de maior concentração de poluentes (SANTOS et al.,2019). Isso pode ser explicado pela disponibilidade de moléculas de água no vapor presente na atmosfera, pois estas podem incorporar partículas de poluentes, tornando-as mais pesadas e conseqüentemente mais suscetíveis a remoção da atmosfera (ELMINIR, 2005).

4. Conclusão

Diante dos resultados obtidos pode-se inferir com relação a interferência dos parâmetros de precipitação, temperatura e umidade relativa sobre os padrões de qualidade do ar do município de Erechim RS, contribuindo para conclusão de que:

- A precipitação é uma importante variável para o melhoramento da qualidade do ar, contribuindo de forma efetiva para a redução da concentração de poluentes.
- Em dias de alta temperatura e baixa umidade os poluentes tendem a se concentrar nas camadas inferiores da atmosfera, prejudicando a qualidade do ar e aumentando fatores de riscos para a saúde da população.

Recomenda-se estudos mais amplos com monitoramentos constantes das variáveis e com inclusão de mais poluentes, como por exemplo, material particulado, dióxido de enxofre e dióxido de carbono a qual devem ser realizados visando identificar a interferência das variáveis nos mesmos.

5. Referências

BUCCO, M. V. S. **Construção e testes de validação de amostradores passivos para dióxido de nitrogênio e ozônio**. Dissertação (Mestrado Profissional em Meio Ambiente Urbano e Industrial/ Meio Ambiente Urbano e Industrial), Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2010.

BRAIT, C.H.H. Monitoramento ambiental de metais utilizando biomonitores e sistema passivo de coleta de poluentes. Goiás: **Universidade Federal de Goiás**, 2008.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 491, de 19 de novembro de 2018. **Diário Oficial da União**, Brasília, de 21/11/2018.

CAMPOS, V. P.; SANTOS, L. P.; TAVARES, T. M.; **Monitoramento Atmosférico Passivo de SO₂, NO₂ e O₃ em Áreas Urbanas e de Influência Industrial como Prática de Química Ambiental para Alunos de Graduação**. Química Nova, v. 29, n. 4, p. 872-875, 2006.

ELMINIR, H.K. *Dependence of urban air pollutants on meteorology*. **Science of the Total Environment**, v. 350, n. 1-3, p. 225-237,2005.

GUERRA, F. P., MIRANDA, R. M. Influência da meteorologia na concentração do poluente atmosférico PM_{2,5} na RMRJ e na RMSP. In: **II Congresso brasileiro de Gestão Ambiental, Londrina,2011**.

INMET- Instituto nacional de meteorologia – Dados meteorológicos (2018/2019). Estação automática: Erechim - RS, 2019.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

MASSMAN, W. J. *A review of the molecular diffusivities of H₂O, CO₂, CH₄, CO, O₃, SO₂, NH₃, N₂O, NO, and NO₂ in air, O₂ and N₂ near STP.* *Atmospheric Environment*, v. 32, n.2, p. 1111-1127, 1998.

HANGARTNER, M. *Limits and Advantages of Diffusion Sampling in Ambient Air Pollution Monitoring.* *7th International Conference on Atmospheric Science*, 2000.

SALTZMAN, B. E. *Colorimetric micro determination of nitrogen dioxide in the atmosphere.* *Analytical Chemistry*, v. 26, n 12, p. 1949-1955, 1954.

SANTOS, F.S. *et al.* Avaliação da influência das condições meteorológicas na concentração de material particulado fino (MP_{2,5}) em Belo Horizonte, MG. *Eng. Sanit. Ambient.* vol.24 no.2. Rio de Janeiro, 2019.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change.* New York: John Wiley & Sons, Inc, 2006.

VENTURI, S. *et al.* Hydrogen sulfide measurements in air by passive/diffusive samplers and high-frequency analyzer: A critical comparison. *Applied Geochemistry*, [s.l.], v. 72, p.51-58, 2016.

POLUIÇÃO DO AR EM AMBIENTES INTERNOS E OS RISCOS À SAÚDE

**Arthur Henrique Knorst Colling¹, Caroline Delazeri Bettio², Felipe Antonio Paris³,
Gabriel André Tochetto⁴, Eduardo Pavan Korf⁵**

^{1,2,3,4} Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul, ERS 135 – Km 72, nº 200 CEP 99700-970, Cx. Postal 764 – Erechim – RS – Brasil (gabriel.tochetto@estudante.uffs.edu.br)

⁵ Professor Adjunto do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Poluição Atmosférica, Universidade Federal da Fronteira Sul, ERS 135 – Km 72, nº 200 CEP 99700-970, Cx. Postal 764 – Erechim – RS – Brasil

1. Introdução

A poluição atmosférica é proveniente de uma mistura de diferentes gases, de origem antrópica ou natural, que incluem monóxido e dióxido de carbono (CO, CO₂), óxidos de enxofre e nitrogênio (SO_x, NO_x), compostos orgânicos voláteis (COVs), ozônio, metais e material particulado (MARTENS; NAWROT, 2018; WANG et al., 2019).

Os estudos até então têm se voltado a caracterizar e investigar os impactos da poluição urbana proveniente do setor industrial. Contudo, as estimativas da Organização Mundial da Saúde (OMS) apresentam que cerca de 4,3 milhões de pessoas morreram em 2012, decorrentes da poluição do ar em ambientes fechados (WHO, 2018).

A maior fonte de poluição do ar doméstico é a queima de combustíveis sólidos, principalmente a lenha (FARMER et al., 2014), normalmente em ambientes que possuem ventilação inadequada (KADIAN et al., 2007; BALMES, 2019), para o preparo de alimentos e aquecimento da residência. As estimativas apontam que cerca de 3 bilhões de pessoas cozinham usando fogões movidos a querosene, biomassa e carvão (WHO, 2018).

Dentre os poluentes lançados destacam-se os materiais particulados e o monóxido de carbono (BRUCE et al., 2015), por serem altamente tóxicos para o ser humano e causarem severos danos à saúde. O CO é um gás asfíxiante sem cor, cheiro ou sabor, que pode reduzir a capacidade do sistema circulatório em transportar oxigênio, agrava doenças cardiovasculares.

A fumaça proveniente da combustão da biomassa pode causar, às pessoas expostas por um longo período, doenças cardiovasculares, respiratórias, câncer de pulmão e até mesmo a morte (BALMES, 2019; WHO, 2018; DI et al., 2017).

Atualmente poucos países possuem normas claras sobre a qualidade do ar interior, no Brasil existem algumas recomendações do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) que tratam sobre a poluição do ar externo e uma portaria do Ministério da Saúde voltada para limpeza dos sistemas de climatização, contudo, nenhuma define valores de referência. Conforme Bruce et al. (2013) as diretrizes sobre qualidade do ar doméstico irão ajudar os países a reduzir efetivamente essa enorme carga poluente presente nas casas.

Desta forma, este estudo realizou uma avaliação de poluentes atmosféricos emitidos de forma indireta nas proximidades de um fogão a lenha localizado em um ambiente fechado.

2. Materiais e métodos

A amostragem dos poluentes foi realizada com o auxílio do detector GasAlertQuattro, o qual permite o monitoramento do gás monóxido de carbono (CO) nas concentrações de 0 a 500 ppm, gás oxigênio (O₂) de 0 a 30%, gás sulfídrico (H₂S) de 0 a 100 ppm e gases combustíveis de 0 a 100% em relação ao Limite Inferior de Explosividade (LEL).

Para o estudo, foi realizada a medição dos gases presentes em um ambiente fechado residencial, uma cozinha com aproximadamente 20 m² com um fogão que utiliza madeira como combustível sólido. Foram conduzidas sete medições em um intervalo de três horas, sendo a primeira leitura antes da queima do combustível sólido, as três medidas subsequentes durante a queima e, após a interrupção do fogo, mais três amostragens foram conduzidas. A fonte de emissão de gases foi pontual.

Para observar melhor a dissipação dos gases, foram escolhidos cinco locais para coletar os dados, conforme apresentado na Tabela 1. Todas as medições foram realizadas a aproximadamente um metro do chão.

Tabela 1 – Localização dos diferentes pontos de amostragem no ambiente fechado

Ponto	Localização
1	1 m em linha reta do fogão
2	3 m em linha reta do fogão
3	1 m de raio do fogão
4	3 m de raio do fogão
5	5 m de raio do fogão

Fonte: Autoria própria, 2019.

3. Resultados e discussão

Conforme já foi citado, no Brasil não há recomendações para casos de poluição do ar interior, mas utilizando-se a resolução CONAMA 491/2018 que trata sobre a poluição atmosférica e os níveis de poluentes aceitáveis para ambientes externo, é possível se ter uma ideia dos riscos que as pessoas podem vivenciar em situações rotineiras como o aquecimento da residência ou o cozimento de alimentos em fogão a lenha. Na Tabela 2 são apresentadas as recomendações para o poluente CO.

Tabela 2 – Níveis de atenção, alerta e emergência para o poluente monóxido de carbono

Nível	Concentração de CO (ppm)
Atenção	15
Alerta	30
Emergência	40

Fonte: Adaptado de CONAMA, 2018.

Ao observar-se a Tabela 3, no início do experimento a concentração de CO era zero, uma vez que no ambiente ainda não havia uma fonte de combustão, portanto havia a presença de oxigênio e outros gases. Cerca de 30 min, quando o fogo foi aceso, mediu-se a concentração de CO no ambiente e a mesma também estava zerada. No momento em que de fato já ocorre a queima do combustível

sólido (60 min), há formação de CO por causa da falta de O₂ na reação, esse processo é conhecido como combustão incompleta. Os níveis se mostraram ainda dentro do recomendado.

Tabela 3 – Concentração do gás monóxido de carbono (CO) em diferentes condições

Ponto / Tempo (min)	0	30	60	90	120	150	180
1	0	0	14	49	26	1	0
2	0	0	14	48	29	2	0
3	0	0	14	49	27	1	0
4	0	0	13	51	25	1	0
5	0	0	14	46	25	0	0

Fonte: A autoria própria, 2019.

Ao se passar uma hora de queima da lenha no fogão (90 min de experimento), a concentração de CO já pode ser considerada altamente perigosa e merece medidas emergenciais, visto que os níveis observados nos cinco diferentes pontos de amostragem se mostraram elevados, variando de 46 até 51 ppm.

Passados 120 min de experimento, verificou-se que a concentração começou a diminuir, uma vez que a fonte emissora de poluição foi interrompida, contudo os níveis observados ainda merecem atenção e cuidados. Após esse tempo os níveis de CO voltaram a ficar próximos a zero.

Não foram detectados gases combustíveis e nem ácido sulfídrico durante o experimento, visto que não houve a queima de derivados de petróleo, os quais, geralmente geram esses gases. Em relação a concentração de oxigênio, a mesma permaneceu próxima a 20,9%, sem variações significativas.

Pode se perceber ainda que a distância não altera significativamente os dados, devido ao ambiente ser um local fechado.

Os resultados encontrados são de grande importância, devido ao número de pessoas que utilizam essas fontes pontuais de emissões, os quais devem ser alertados aos riscos envolvidos nos mesmos. O caso do monóxido de carbono ainda possui um agravante de o gás ser inodoro e incolor, aumentando ainda mais o grau de periculosidade.

4. Conclusão

A partir dos resultados obtidos, percebe-se que a concentração do gás monóxido de carbono (CO) ultrapassa o limite permitido pelo CONAMA para ambientes externos, isso cria um sinal de alerta, uma vez que em domicílios com pouca ventilação a concentração é considerada perigosa para a saúde das pessoas. Também se observou que a dissipação do poluente é grande, visto que em todos os pontos de amostragem os níveis podem ser considerados próximos entre eles.

5. Referências

BALMES, J. R. Household air pollution from domestic combustion of solid fuels and health. **Journal of Allergy and Clinical Immunology**, v. 143, p. 1979-1987, 2019.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

BRUCE, N.; POPE, D.; REHFUESS, E.; BALAKRISHNAN, K.; ADAIR-ROHANI, H.; DORA, C. WHO indoor air quality guidelines on household fuel combustion: strategy implications of new evidence on interventions and exposure-risk functions. **Atmospheric Environment**, v. 106, p. 451-457, 2015.

BRUCE, N.; DORA, C.; KRZYZANOWSKI, M.; ADAIR-ROHANI, H.; WANGCHUK, T.; MORAWSKA, L. Tackling the health burden from household air pollution (HAP): development and implementation of new WHO Guidelines. **Air Quality and Climate Change**, v. 47, p. 32-38, 2013.

DI, Q.; WANG, Y.; ZABONETTY, A.; WANG, Y.; KOUTRAKIS, P.; CHOIRAT, C.; DOMINICI, F.; SCHWARTZ, J. D. Air pollution and mortality in the medicare population. **New England Journal of Medicine**, v. 376, p. 2513-2522, 2017.

FARMER, S. A.; NELIN, T. D.; FALVO, M. J.; WOLD, L. E. Ambient and household air pollution: complex triggers of disease. **American Journal of Physiology**, v. 307, p. 467-476, 2014.

KADIAN, R., DAHIYA, R. P.; GARG, H. P. Energy-related emissions and mitigation opportunities from the household sector in Delhi. **Energy Policy**, v. 35, p. 6195-6211, 2007.

MARTENS, D. S.; NAWROT, T. S. Ageing at the level of telomeres in association to residential landscape and air pollution at home and work: a review of the current evidence. **Toxicology Letters**, v. 298, p. 42-52, 2018.

WANG, X. C.; KLEMES, J. J.; DONG, X.; FAN, W.; XU, Z.; WANG, Y.; VARBANOV, P. S. Air pollution terrain nexus: A review considering energy generation and consumption. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 105, p. 71-85, 2019.

WHO – World Health organization. **Air Pollution**. Disponível em: <<https://www.who.int/airpollution/en/>>. Acesso em: 15 jul. 2019.

QUALIDADE DA ÁGUA

REAPROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA GERAÇÃO DE ÁGUA DESTILADA COM FINS LABORATORIAIS

**Júlia Nercolini Göde¹, Diego Hoefling Souza², Paula Andressa Wunderlich de Andrade³,
Mariana Gomes Oliveira⁴, Everton Skoronski⁵**

^{1,2,3,4} Mestrando do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LabTrat), julianercolini@hotmail.com.

⁵ Professor Doutor do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LabTrat).

1. Introdução

A crescente preocupação, a nível nacional e internacional, com a conservação dos recursos naturais, tem dado particular ênfase às implantações de sistemas sustentáveis. Entre as diferentes soluções, assume destaque o aproveitamento de águas pluviais pelas vantagens econômicas e ambientais que apresenta, e também pela simplicidade da sua instalação (Bertolo, 2006). Além de que o aproveitamento da água da chuva pode ser usada para a irrigação, uso doméstico e ainda reduz os riscos de enchentes em regiões que possuem solos altamente impermeabilizados.

Uma das formas mais simples de sistemas de coleta e aproveitamento de água da chuva é através dos telhados. A água da chuva cai nos telhados e escoar por condutores verticais e horizontais (calhas) que direcionam a água para um reservatório, o qual pode ser construído a partir de diferentes materiais. A quantidade de água coletada pelo sistema depende do tamanho da área de captação e da precipitação pluvial do local (Fernandes; Medeiros Neto; Mattos, 2007).

Para avaliar a viabilidade de utilização da água pluvial para fins não potáveis é importante realizar análises de parâmetros da água coletada para que seja avaliada se estes estão de acordo para o fim que a água será reaproveitada. Segundo Anecchini (2005), a água da chuva pode sofrer perda de qualidade ao passar pela área de captação, pois acumula sujeira como folhas de árvores e fezes de animais. O objetivo do presente trabalho é avaliar quantitativamente e qualitativamente a viabilidade do reuso de águas pluviais para geração de água destilada com fins laboratoriais.

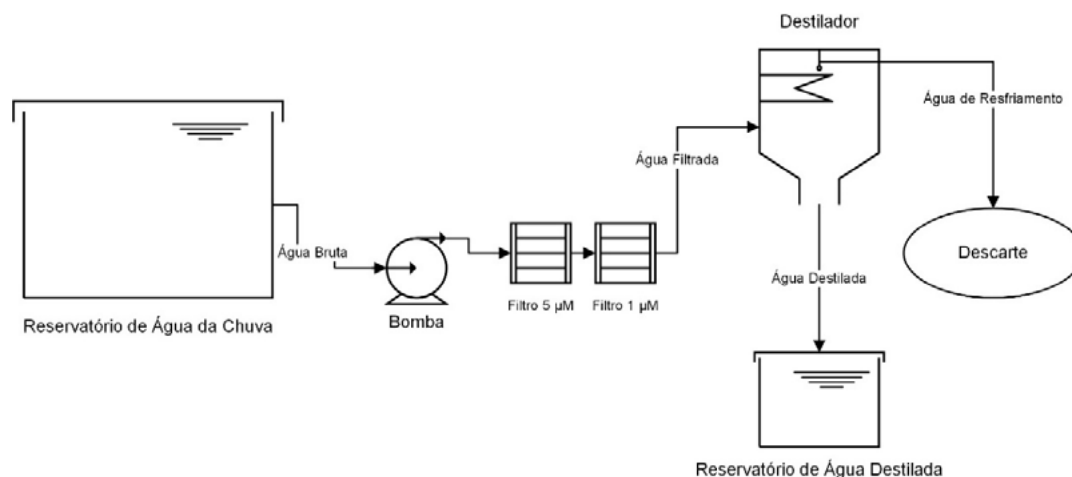
2. Materiais e métodos

Para a produção de água destilada a partir de água da chuva, inicialmente foi instalada uma bomba centrífuga monoestágio, modelo BC-98 (Schneider Motobombas), com vazão máxima de 4,5 m³/h. Esta bomba tem a finalidade de conduzir a água da chuva, captada pelo telhado do prédio do departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UDESC e armazenada em um reservatório externo com capacidade para 10 m³, até o destilador instalado no Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos - Labtrat, pertencente ao mesmo departamento.

Com o intuito de assegurar a qualidade da água que chega até o destilador, sobretudo a ausência de sólidos em suspensão, também foi instalado um sistema de filtração composto por duas

unidades de polipropileno plissado (20 x 2,5 polegadas) em série, com porosidade de 5 μM e 1 μM , respectivamente. A Figura 1 apresenta o esquema de instalação dos equipamentos.

Figura 1 – Esquema de instalação dos equipamentos.



De modo a verificar a funcionalidade do sistema, foram realizadas 5 coletas, entre 26/03/2018 e 25/06/2018, e monitorados os parâmetros pH, condutividade e turbidez para a água da chuva bruta, filtrada e destilada. As análises foram conduzidas de acordo com o descrito pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 21ª edição (APHA, 2005).

Além disso, foi monitorada a vazão máxima que o sistema apresentava a cada coleta, visto que a redução desta pode indicar colmatação dos elementos filtrantes e possibilitar a programação da manutenção destes. Também foram monitoradas as vazões da água utilizada para resfriamento do destilador e de produção de água destilada, bem como o volume, desta última, produzido a cada coleta. Estes dados serviram como base para uma análise da economia que o sistema pode proporcionar frente a utilização da água da rede de distribuição para produção de água destilada em laboratórios.

3. Resultados e discussão

A baixa concentração de sais e baixa turbidez são características inerentes ao reuso de águas pluviais para sua destilação. Diante disto, os filtros utilizados durante o processo precisam de manutenção quinzenal ao longo do período de uso.

3.1 Turbidez

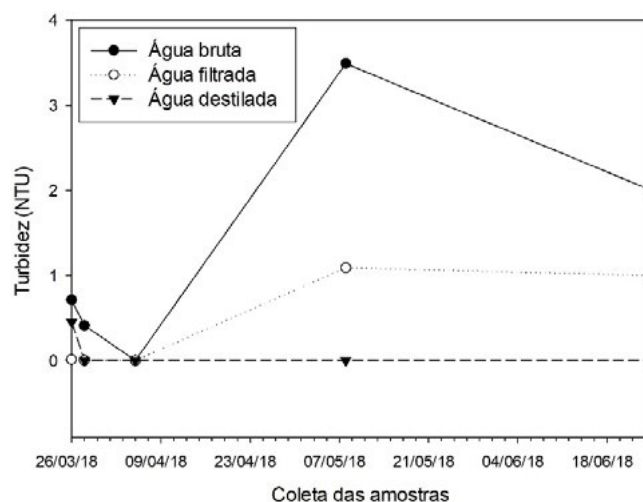
A turbidez é um parâmetro que indica o grau de atenuação da luz ao atravessar a água e está relacionado à quantidade de partículas sólidas em suspensão presente na água, influenciando o grau de radiação penetrante no meio aquoso. Na produção de água destilada, deseja-se a obtenção de uma turbidez próxima de zero (KATZNELSON, 2004). Os resultados obtidos nas análises de Turbidez da água bruta, filtrada e destilada podem ser observados na Tabela 1 e na Figura 2.

Tabela 1 – Resultado de turbidez das amostras analisadas.

Data da coleta	Turbidez (NTU)		
	Água bruta	Água filtrada	Água destilada
26/03/2018	0,71	0,01	0,45
28/03/2018	0,41	0,00	0,00
05/04/2018	0,00	0,00	0,00
08/05/2018	3,49	1,09	0,00
25/06/2018	2,00	1,00	0,00

Fonte: os autores.

Figura 2 – Resultados de turbidez das amostras analisadas.



Fonte: os autores.

Por meio da análise da Tabela 1 e do gráfico da Figura 2, observa-se que a água destilada esteve com turbidez acima do ideal apenas no dia 26/03/2018. Este fato pode ser explicado por um acúmulo de impurezas no equipamento de destilação ocasionado pela falta de limpeza e manutenção periódica, a qual foi realizada antes da segunda coleta de amostras. Após passar pelo filtro, em boas condições de operação, o nível de redução da turbidez do sistema foi de 100% em todos os casos.

3.2 Condutividade elétrica

A medida de condutividade representa a presença de íons de substâncias polares, como os sais inorgânicos: sulfetos, cloretos, carbonatos, entre outros. Como estas substâncias são eletrólitos, sua presença na água aumenta a condução de eletricidade pelo meio líquido. A quantidade de sólidos dissolvidos totais (partículas dissolvidas com até 2 micrômetros de diâmetro) também é um parâmetro que pode ser estimado por meio da análise de condutividade elétrica, podendo ser próxima à salinidade, uma vez que este tamanho de partícula engloba todos os eletrólitos dissolvidos que compõem a salinidade (KATZNELSON, 2004). Segundo Katznelson (2004) o valor de referência da condutividade elétrica para água destilada é de 0,5 a 3 μ s/cm.

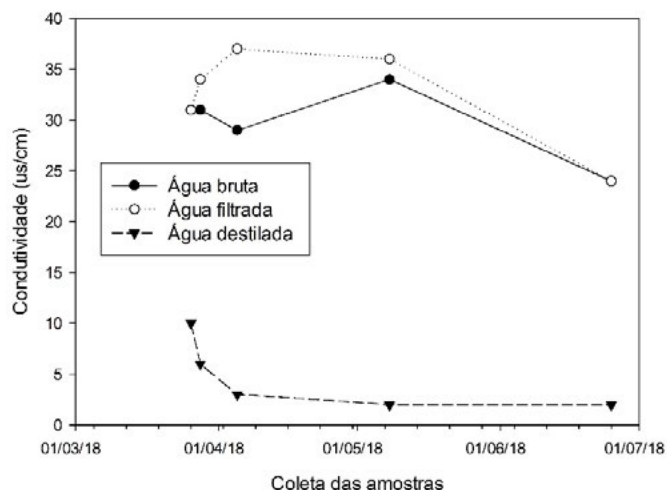
Os resultados das análises de condutividade elétrica das amostras de água bruta, filtrada e destilada podem ser observados na Tabela 3 e Figura 3.

Tabela 3 - Resultado de condutividade elétrica das amostras analisadas.

Data da coleta	Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$)		
	Água bruta	Água filtrada	Água destilada
26/03/2018	31	31	10
28/03/2018	31	34	6,0
05/04/2018	29	37	3,0
08/05/2018	34	36	2,0
25/06/2018	24	24	2,0

Fonte: os autores.

Figura 3 - Resultado de condutividade elétrica das amostras analisadas.



Fonte: os autores.

Conforme a Tabela 3 e a Figura 3, os valores de condutividade elétrica obtidos nas análises realizadas denotam que as amostras referentes às duas primeiras coletas se encontravam com condutividade acima dos valores referentes exibidos na Tabela 2. No entanto, com a experiência prática obtida no laboratório onde as análises foram realizadas, valores de condutividade de até 10 $\mu\text{s}/\text{cm}$ representam uma boa qualidade da água destilada.

3.3 Economia

A Tabela 4 expõe a vazão de água destilada que é gerada a partir da vazão de água pluvial que é transferida do reservatório de água ao sistema de destilação.

Tabela 4 – Monitoramento das vazões

Data da coleta	Sistema			
	Vazão Máxima (L/h)	Vazão de Perda (L/h)	Vazão H ₂ O Destilada (L/h)	Volume H ₂ O Destilada (L)
26/03/2018	940,36	385,09	14,75	20,00
28/03/2018	727,64	510,45	-	21,00
05/04/2018	1028,57	438,94	10,31	70,00
08/05/2018	952,38	464,70	10,23	45,00
25/06/2018	891,80	391,73	10,24	40,00

Analisando-se a Tabela 4 pode-se perceber que para cada litro de água destilada gerada, faz-se necessária uma vazão de, em média, 23,2 L/h de água pluvial armazenada na caixa d'água sendo transferida ao sistema de destilação.

O aproveitamento da água da chuva para a geração de água destilada propicia uma economia de, em média, 908 L/h (quase 1m³/h) de água potável da rede de distribuição pública, mostrando a importância do uso da água pluvial, que inicialmente não havia uso, para a produção de um bem usado diariamente no laboratório de tratamento de água e resíduos da Universidade do Estado de Santa Catarina.

Ainda, pode-se fazer um cálculo simples da economia monetária mensal gerada pelo sistema, a partir da média da vazão máxima (que é usada para a produção da água destilada) de 0,90815 m³/h, usando a equação descrita abaixo.

$$V = Q \cdot t.$$

Sendo: V o volume gerado

Q a vazão média

t o tempo que o destilador fica ligado a cada vez que é usado.

Gerando assim 3,63 m³ de água destilada, sendo que o sistema é ligado em torno de 5 vezes por mês, o volume gerado mensalmente é de 18,15 m³. Em Lages- SC, o valor do metro cúbico é de R\$4,23 para estabelecimentos comerciais, gerando uma economia mensal de R\$ 76,78.

4. Conclusão

Em condições adequadas de operação, o sistema de destilação da água pluvial se mostrou eficiente para ambos os parâmetros analisados.

O Sistema gera uma economia tanto do recurso natural, como uma economia monetária para a universidade.

5. Referências

ANNECCHINI, K. P. V.. **Aproveitamento da água da chuva para fins não potáveis na região metropolitana de Vitória – ES**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo – ES, 2005.

Bertolo, E.J.P. (2006). **Aproveitamento da Água da Chuva em Edificações**. Dissertação realizada sob a supervisão do Professor Doutor Mário Neves do Departamento de Engenharia Civil da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. Porto, Junho de 2006.

FERNANDES, D. R. M.; MEDEIROS NETO, V. B. de; MATTOS, K. M. C. **Viabilidade econômica do uso da água da chuva: Um estudo de caso da implantação de cisterna na UFRN/RN**. 2007.

KATZNELSON, Revital. **Electrical Conductivity / Salinity Fact Sheet**. [s.l: s.n.]. v. 0

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO NO ARROIO CASTELHANO EM VENÂNCIO AIRES – RS

Darciele Dias Teixeira¹; Rosana de Cassia S. Schneider²; Lourdes Teresinha Kist³

¹ Química Industrial; ^{2,3} Doutora em Química; Departamento de Química e Física, Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. E-mail: lourdes@unisc.br

1. Introdução

Na última década observa-se um crescimento demográfico com extensa urbanização, aumento das atividades agrícolas, da pecuária e do desenvolvimento industrial.

O grande aporte de matéria orgânica e poluente é relatado como os principais responsáveis pela eutrofização de grande variedade de ambientes aquáticos, causando preocupação com o alto grau de poluição que se encontram hoje os rios de água doce. Para isso, torna-se indispensável o monitoramento desses rios, que resulta em séries temporais de dados que permite avaliar a evolução da qualidade da água e conhecer as suas tendências de variação (Barreto et al., 2013).

A legislação do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), em sua resolução nº 357, de 17 de março de 2005 determina a classificação dos corpos de água. A CONAMA limita os valores máximos dos parâmetros de qualidade de água e classifica a água em classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4.

O Arroio Castelhanos é o principal responsável pelo abastecimento de água no município de Venâncio Aires/RS-Brasil. Esse arroio em sua maior parte é cercado por pequenas e médias propriedades rurais, bem como por áreas de remanescentes florestais, mas um pequeno trecho do arroio cruza a zona urbana. Onde muitas vezes efluentes domésticos e industriais, assim como fertilizantes químicos e pesticidas utilizados na agricultura, são despejados diretamente no corpo d'água (Böhn et al., 2013).

Neste contexto, este estudo avaliou a qualidade da água do Arroio Castelhanos utilizando o monitoramento com análises físico-químicas e levando em consideração o índice de estado de trofia e a Legislação do CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

2. Materiais e métodos

Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do Arroio Castelhanos abrange 66% da área do Município de Venâncio Aires, RS, apresentando uma superfície de 675,3 km² e extensão superior a 100 km. Ao longo desta bacia, 2 pontos de amostragem foram selecionados para a coleta.

Coleta

As amostras foram coletadas semanalmente em 2 pontos do arroio no período de 09 de abril de 2019 até 28 de maio de 2019. Foram consideradas como parâmetros de avaliação ambiental: oxigênio dissolvido, fósforo total, carbono orgânico e nitrogênio total.

Análises de Amostras

Para determinar oxigênio dissolvido foi utilizado no local de coleta uma sonda da marca Hanna Instruments Multiparameter Waterproof Meter a uma profundidade de 30 cm da superfície.

Na determinação de fósforo total, foi usada a metodologia oficial do Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater (2005).

Para o nitrogênio total e carbono orgânico foi usado o equipamento Analisador de Carbono Orgânico Total, da marca Shimadzu e do modelo TOC-L CPH, com acessório TNM-L para leitura de nitrogênio total.

Avaliação da Qualidade da Água

A avaliação da qualidade da água foi determinada pelo índice de estado trófico de Lamparelli de 2004 onde é estabelecido através da concentração de fósforo total o estado de trofia da água. Onde temos Ultraoligotrófico como melhor qualidade e Hipereutrófico péssima qualidade.

Também para a avaliação da qualidade da água, foram usados alguns dos principais parâmetros da Resolução 357 do CONAMA de 17 de março de 2005. A escala tem como objetivo principal determinar a condição da água através da classificação especial, 1, 2, 3 e 4. Sendo especial ótima, 1 boa, 2 regular e 3 ruim e 4 péssima. Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.

3. Resultados e discussão

Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é um dos parâmetros mais significativos para expressar a qualidade de um ambiente aquático. As variações nos teores de oxigênio dissolvido estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos corpos d'água.

Para a manutenção da vida aquática aeróbica são necessários teores mínimos de oxigênio dissolvido de 2 mg L⁻¹ a 5 mg L⁻¹. A concentração de oxigênio disponível mínima necessária para sobrevivência das espécies piscícolas é de 4 mg L⁻¹ e para a maioria dos peixes é de 5 mg L⁻¹ (Lira, 2014). As concentrações de oxigênio dissolvido nas amostras desta pesquisa ficaram entre 5,5 e 8,8 mg L⁻¹.

Considerando a Resolução 357 do CONAMA de 17 de março de 2005, todas as amostras ficaram na Classe 1. Esta classificação indica que há pouca atividade bacteriana decompondo matéria orgânica.

Nitrogênio Total

O nitrogênio é um constituinte de proteínas, clorofila e vários outros compostos biológicos. As fontes de contaminação desse composto em corpos d'água são de origem natural ou antropogênica, sendo a última a mais importante, pois é constituída por despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes. O principal problema relacionado com altas concentrações de nitrogênio é a eutrofização (Von Sperling, 2005).

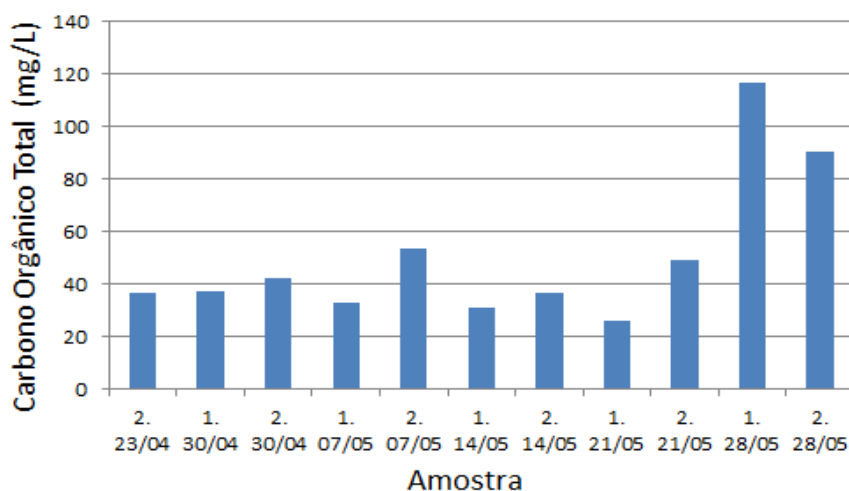
De acordo com a Resolução 357 do CONAMA de 17 de março de 2005, a concentração de nitrogênio total para classe 1 e 2 não pode ser maior que $2,18 \text{ mg L}^{-1}$. Portanto as amostras do ponto 1 no dia 28/05 e do ponto 2 nos dias 23/04, 30/04, 21/05 e 28/05 são classificadas como classe 3 ou 4. E, as demais são classe 1. Todas as amostras demonstraram um aumento de nitrogênio do ponto 1 para o ponto 2. Isso significa que durante o percurso houve uma contaminação que gera esse aumento de nitrogênio total, que pode ser de origem agrícola, industrial ou por conta de esgoto doméstico.

Carbono Orgânico Total

Do ponto de vista ambiental, medições das concentrações de carbono orgânico e carbono inorgânico fornecem importantes informações a respeito do ciclo do carbono e produtividade de corpos aquáticos naturais. A medição da concentração de carbono total provém uma medida não específica da potencialidade tóxica de materiais orgânicos em águas naturais.

Na Figura 1 temos as concentrações de carbono orgânico total. As amostras não apresentaram muitas variações se comparadas às amostras do dia 28/05/2019. No dia 28/05/2019 teve a maior concentração de carbono orgânico total para o ponto 1 de $116,5 \text{ mg L}^{-1}$ e para o ponto 2 de $90,46 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 1. Concentrações para carbono orgânico total para cada amostra no período de abril e maio de 2019.



Fósforo Total

O fósforo solúvel, junto a uma fração variável do fósforo particulado, constitui o fósforo biodisponível, a forma mais crítica em termos de eutrofização, por ser potencialmente disponível à absorção por algas (Sharpley et al., 1994). Na Figura 2 apresentamos as médias das triplicatas para as concentrações de fósforo total respectivamente.

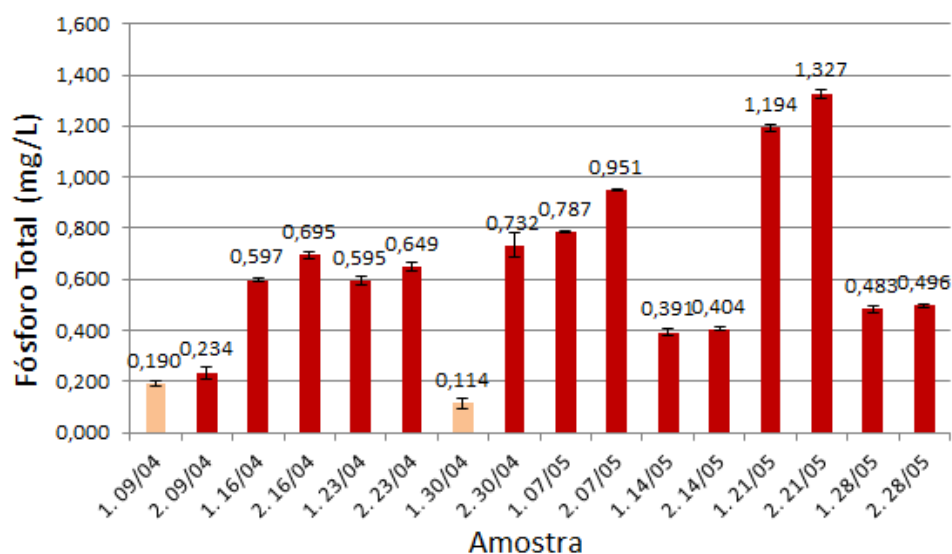
A concentração de fósforo total de todas as amostras resultou na identificação do corpo hídrico como sendo da classe 4 pela Resolução 357/05 do CONAMA, observa-se que nesta resolução o limite para classe 3 é de $0,050 \text{ mg L}^{-1}$.

Usando a classificação de trofia para rios, apenas as amostras do ponto 1 nos dias 09/04 e 30/04, em cor laranja na Figura 2, foram classificadas em Eutrófico.

Enquanto as demais foram classificadas como Hipereutrófico. Isso significa que a qualidade da água fica identificada como ruim ou péssima. Provavelmente esta situação provem do excesso de fósforo que deve ter origem antrópica.

O valor médio da concentração de fósforo total encontrado nesta pesquisa foi de $0,676 \text{ mg L}^{-1}$, e se compararmos com os valores encontrados por Klamt et al. (2019) temos valores 10 vezes maiores. Klamt et al. (2019) realizaram uma pesquisa para avaliar a qualidade da água da Bacia Hidrográfica do Arroio Andreas no município de Vera Cruz/RS, no período de julho de 2012 a junho de 2014 e obtiveram a média de concentração para fósforo total de $0,069 \text{ mg L}^{-1}$. Assim, na mesma região (Vale do Rio Pardo) temos arroios que apresentam situações de eutrofização bastante diferenciadas, considerando que as condições do Arroio Andreas são melhores que o Arroio Castelhana segundo a legislação do CONAMA (2005).

Figura 2. Resultados para concentração de fósforo total no período de abril e maio de 2019.



4. Conclusão

Para nitrogênio total, as amostras no dia 28/05/2019 e as amostras do ponto 2 nos dias 23/04, 30/04 e 21/05/2019 são categorizadas como classe 3 ou 4. E, as demais são classe 1. Mas, para fósforo total obteve todas as amostras categorizadas como sendo da classe 4. Ainda segundo o CONAMA, basta um parâmetro ser classe 4 para que a água seja categorizada como classe 4. Assim todas as amostras coletadas no período de abril e maio de 2019 no Arroio Castelhana são identificadas como classe 4.

Por outro lado, se considerarmos a classificação de trofia segundo Lamparelli (2004) para rios obtivemos apenas as amostras do ponto 1 nos dias 09/04 e 30/04 foram classificadas como Eutrófico. Enquanto as demais são classificadas como Hipereutrófico.

5. Referências

APHA (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.

BARRETO, L. V.; BARROS, F. M.; BONOMO, P.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S. Eutrofização em Rios Brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 16, p. 2165-2179, 2013.

BÖHM, J. S.; SCHUCH, M.; DÜPONT, A.; ALCAYAGA, E. A. L. Response of Epilithic Diatom Communities to Downstream Nutrient Increases in Castelhana Stream, Venâncio Aires City, RS, Brazil. **Journal of Environmental Protection**, v. 4, p. 20-26, 2013.

CONAMA. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, n. 53, p. 58-63, 18/Março/2005.

KLAMT, R. A.; LOBO, E. A.; COSTA, A. B; DELEVATI, D. Evaluation of water resource preservation areas in the Hydrographical Basin of Andreas Stream, RS, Brazil, using environmental monitoring programs. **Rev. Ambient. Água**, v. 14, n. 2, p. 01-12, 2019.

LAMPARELLI, M. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese, 235p. (Ciências-Eossistemas Terrestres e Aquáticos) - Universidade de São Paulo/SP.

SHARPLEY, A. N.; CHAPRA, S. C.; WEDEPOHL, R.; SIMS, J. T.; DANIEL, T. C.; REDDY, K. R. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: Issues and options. **J. Environ. Qual.**, v. 23 p. 437-451, 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais/MG. 2005, 452 p.

ATRAZINA EM ÁGUAS SUPERFICIAIS E SUBTERRÂNEAS EM UM MUNICÍPIO DA REGIÃO DAS MISSÕES/RS

**Jaqueline Luana Caye¹, Jaíne Gabriela Frank², Leticia Slodkowski³,
Lize Elena Kaufmann Back⁴, Suzymeire Baroni⁵, Alcione Aparecida de Almeida Alves⁶,
Liziera Cabrera⁷, Iara Endruweit Battisti⁸**

¹ Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, bolsista do edital N^o 1010/GR/UFFS/2018, e-mail: jaquelinecaye@yahoo.com.br

^{2,3} Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

⁴ Acadêmica do mestrado em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

⁵ Profa. Dra. do curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

⁶ Profa. Dra. do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

⁷ Profa. Dra. do curso de Química, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

⁸ Profa. Dra. do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS, orientadora

1. Introdução

O crescimento populacional requer que seja produzido mais alimentos para suprir a necessidade da população, assim percebe-se um crescimento intensivo do uso de agrotóxicos para o controle de pragas, doenças e plantas invasoras nas áreas agricultáveis (TORRES; FERREIRA; AMÉRICO, 2015). Porém, quando os agrotóxicos são introduzidos no ambiente, uma grande quantidade que é aplicada não atinge o alvo e acaba se dispersando para outros compartimentos ambientais como água, solo e atmosfera (MARTINI et al., 2012). A presença destes compostos em manancial hídrico é muito comum, visto que dados de relatórios do IBGE mostram que a contaminação por agrotóxicos é a segunda principal fonte de contaminação das águas no país (ZINI, 2016).

Dentre os agrotóxicos abordados pela Portaria de Consolidação N^o 05 / 2017 do Ministério da Saúde, encontra-se a atrazina, um herbicida amplamente utilizado no país. Este composto está entre os dez agrotóxicos mais vendidos e utilizados no Rio Grande do Sul (IBAMA, 2018). A atrazina é o herbicida mais frequentemente encontrado em mananciais hídricos superficiais e subterrâneos no mundo. Os resíduos de atrazina são comumente encontrados em rios, lagos, águas subterrâneas, reservatório e águas pluviais, como resultado de sua ampla utilização na agricultura (LAZIC; SUNJKA, 2012). Este composto apresenta elevada probabilidade de contaminação das águas subterrâneas, uma vez que é fracamente adsorvida pela matéria orgânica do solo, o que implica na sua lixiviação. Ainda, ela apresenta média hidrofiliabilidade podendo ser facilmente lixiviada ou conduzida por escoamento superficial até os mananciais hídricos superficiais. Visto estas propriedades, de acordo com o índice GUS há um alto risco para contaminação das águas subterrâneas pela atrazina. Já para águas superficiais, pelo índice de GOSS, verifica-se um alto potencial de contaminação para o seu transporte dissolvido em água e médio potencial de contaminação para o seu transporte associado ao sedimento (DIAS et al., 2018).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi determinar e quantificar o agrotóxico atrazina em poços de captação de águas subterrâneas utilizadas para abastecimento público e em açudes localizados

em zona rural por meio da técnica analítica em Cromatografia Líquida de Alta Eficiência acoplada a Espectrometria de Massas (HPLC-MS), em um município da Região das Missões/RS.

2. Materiais e métodos

Todos os poços de abastecimento público, no meio urbano e rural, localizados no município de Mato Queimado/RS, totalizando 18 poços compõem o estudo. Ainda, foram escolhidos aleatoriamente oito açudes localizados no meio rural deste mesmo município. Foi coletada uma amostra de água subterrânea em cada um destes pontos, nas estações de verão e outono. As coletas foram feitas em frascos âmbar de um litro, limpos com Extran 5%. Estes frascos foram acondicionados em caixas térmicas e posteriormente encaminhados para o Laboratório de Química Instrumental da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo, RS.

O preparo de amostras se baseou na técnica de Extração em Fase Sólida (SPE), está consiste em realizar a filtração a vácuo de 250 mL da amostra utilizando-se uma membrana de acetato de celulose de 0,45 μm . Acidificou-se a amostra com a adição de ácido fosfórico 50 %, até que a mesma atingisse um pH próximo a 3. Após, utilizou-se o sistema SPE *vacuum* Manifold, onde foram inseridos cartuchos Chromabond C₁₈ de 500 mg, com capacidade para 3 mL. Para condicionamento utilizou-se 3 mL de metanol (0,3 % ácido acético) e 3 mL de água ultrapura acidificada em pH 3. Posteriormente, os 250 mL da amostra são percolados a uma vazão de 10 mL min⁻¹ pelo cartucho, de modo a promover a adsorção dos compostos de interesse. Os analitos foram eluídos com duas alíquotas de 1 mL de metanol. Após extração as amostras foram encaminhadas para análise. As determinações de agrotóxicos foram feitas utilizando-se a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência Acoplada a Espectrometria de Massas (HPLC-MS). A separação cromatográfica foi realizada em uma coluna analítica Varian® com C18 (50 mm x 2,0 mm d.i. x 2,8 μm). A temperatura do forno da coluna foi de 30 °C e a fase móvel foi composta por: água ultrapura (A) e metanol (B), ambos com ácido fórmico 0,1 % e formiato de amônia 5 mmol L⁻¹. A eluição da fase móvel foi realizada em gradiente a uma vazão de 0,1 mL min⁻¹. O tempo total de corrida foi de 13 min.

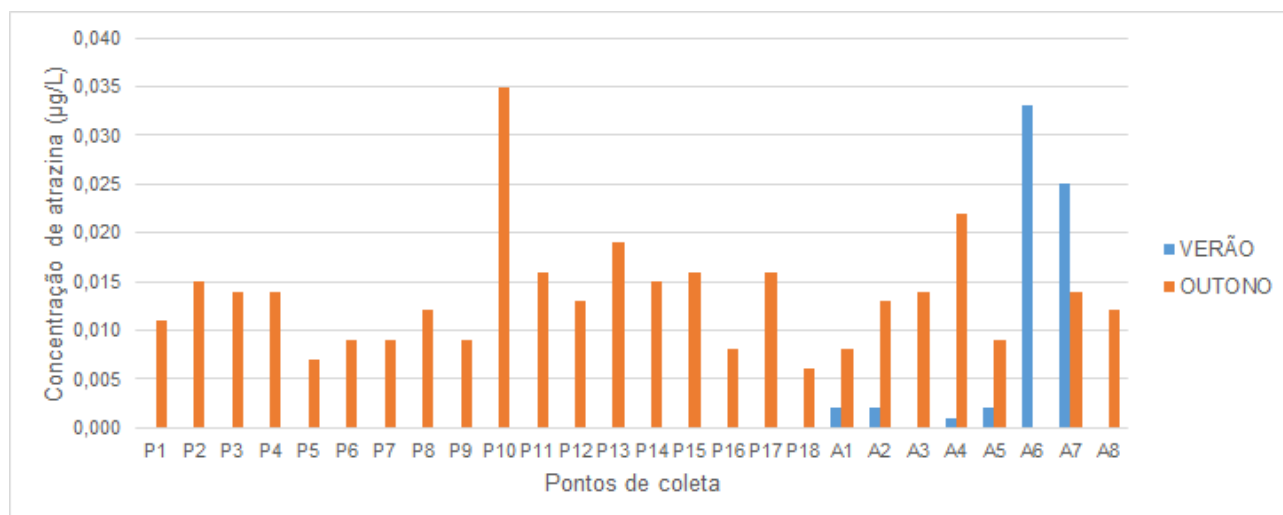
3. Resultados e discussão

Como a Região das Missões, na qual se encontra o município do estudo, apresenta um solo fértil e clima apropriado, a economia é alicerçada, principalmente, no desenvolvimento agrícola, voltado às culturas de soja, trigo e milho, que possuem um alto nível de produtividade com área colhida de 598.051 ha, 171.950 ha e 53.530 ha, respectivamente (IBGE, 2016). Neste sentido, como a atrazina é um dos principais herbicidas utilizados no controle de plantas daninhas de folhas largas, especialmente em culturas de milho, cana-de-açúcar e sorgo, o uso dela é realizado em larga escala, tanto na pré-emergência como na pós-emergência precoce (LIU et al., 2015; MARTINS et al., 2014). Além disso, é possível observar que este composto é também utilizado em culturas não recomendadas pela ANVISA, como a soja e o trigo (ANVISA, 2019).

De acordo com a Portaria de Consolidação Nº 05 / 2017 do Ministério da Saúde, que estabelece os padrões de potabilidade para águas de consumo humano, as concentrações de atrazina detectadas para o município não se encontram acima do limite máximo permitido por esta legislação (2 $\mu\text{g L}^{-1}$). Neste estudo, na estação do verão, a atrazina esteve presente somente apenas nas amostras de água superficial, cujas concentrações variaram de 0,001 a 0,033 $\mu\text{g L}^{-1}$, enquanto na estação do outono ela foi quantificada (acima do LOQ) em 100% das amostras, cujas concentrações variaram de 0,006 a

0,035 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 1). Cabe ressaltar que na estação do outono um açude (A6) estava em processo de secagem e não foi possível a coleta, deste modo, foi escolhido outro açude (A8) para o estudo.

Figura 1 - Concentração de atrazina presente em águas superficiais e subterrâneas, em $\mu\text{g/L}$, nas estações de verão e outono, 2019.



Nota: P: poços; A: açudes. O número representa o ponto de coleta.

Fonte: Elaborado pelas autoras, 2019.

Na estação do verão verificou-se que a atrazina foi detectada apenas em águas superficiais (média de 0,009 $\mu\text{g L}^{-1}$). Já na estação do outono ela se mostrou bem distribuída entre os mananciais hídricos superficiais (média de 0,013 $\mu\text{g L}^{-1}$) e subterrâneos (média de 0,014 $\mu\text{g L}^{-1}$).

A presença da atrazina nas águas superficiais no verão coincide com o período de aplicação deste composto nas culturas agrícolas de grãos da região, indicando maior vulnerabilidade destes mananciais à contaminação durante o período de aplicação. No entanto, não ocorreu a presença deste composto nas águas subterrâneas nesta estação, devido a dinâmica mais lenta dos sistemas de águas subterrâneas, estes compostos demoram mais tempo para atingir as águas subterrâneas, e no momento que os contaminantes atingem essas águas eles tendem a serem mais persistentes (DORES et al., 2008). Lakudzala (2013) realizou a coleta de amostras de águas subterrâneas superficiais da região de Zomba/Bvumbwe para verificar a ação de herbicidas logo após a sua aplicação, verificou-se neste estudo que nas águas subterrâneas não foi detectado nenhum resíduo, porém 38 % das amostras de águas superficiais detectaram a presença de atrazina.

Como a quantidade de precipitação influencia fortemente na lixiviação dos agrotóxicos, as concentrações referidas acima dependem não só do momento de aplicação, mas principalmente das condições meteorológicas (SZÉKÁCS; MÖRTL; DARVAS, 2015). Vale destacar que neste trabalho observou-se um volume maior de chuvas durante o período de coleta realizada no outono, com média de 56,3 mm, em vista do período de coleta do verão, com média de 26,3 mm (INMET, 2019). Deste modo, verificou-se maiores concentrações de atrazina no outono, tanto em águas superficiais quanto subterrâneas, em decorrência das chuvas, mesmo não sendo o período de maior aplicação do composto.

Já a ausência deste composto no verão nas águas subterrâneas indica que para a atrazina atingir estes mananciais é necessário que ocorra maiores volumes de chuva. Como esta substância

química possui solubilidade moderada em água, quanto maior o índice pluviométrico, mais facilitado fica o carreamento e transporte desta substância até as águas subterrâneas (BAIRD; CANN, 2011). Do mesmo modo, no estudo de Dores et al. (2008) e de Lazic e Sunjka (2012) a atrazina foi encontrada em maiores concentrações no período chuvoso. Todavia um estudo elaborado por Székács, Mörtl e Darvas (2015) verificou que baixas quantidades de precipitação resultaram em taxas mais elevadas de contaminação das águas superficiais em relação ao período não chuvoso, onde 67% das amostras de águas superficiais continham um ou mais ingredientes ativos de agrotóxicos.

Observando-se a estação do outono, ocorreram maiores concentrações de atrazina na água subterrânea em comparação as águas superficiais, isto é influenciado pela radiação solar, que atinge diretamente os mananciais hídricos superficiais ocasionando a degradação dos compostos ali presentes. Esta afirmativa corrobora com o estudo de Barcellos (2016) onde se concluiu que nos períodos de radiação mais intensa, como no período de primavera/verão, foi observada uma alta porcentagem de degradação de atrazina exposta diretamente à radiação solar (91,1%) em relação ao período de menor radiação solar.

4. Conclusão

Considerando-se as atividades agrícolas exercidas na Região das Missões/RS, os dados de monitoramento de agrotóxicos em água figuram grande importância, pelo fato desta região ter sua economia baseada na produção de grãos. Foi detectado atrazina apenas em amostras de águas superficiais na estação do verão. Em contrapartida, na estação do outono, a atrazina foi detectada em todos os pontos de coleta, porém, nenhuma amostra apresentou concentração acima do limite máximo de resíduos estabelecido pela legislação brasileira. A detecção de atrazina nestas águas indica que parte da substância aplicada na agricultura está sendo perdida, resultando em danos ambientais, perdas econômicas aos produtores rurais e possíveis riscos às populações.

5. Referências

ANVISA. **Índice Monográfico**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/a14.pdf/76773817-be41-4334-9846-77bd559f9e80>> Acesso em: 27 jul. 2019.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARCELLOS, P. S. **Degradação e transformação da atrazina em solução aquosa e com ácido húmico sob ação da radiação solar**. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação Nº 05**, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 2017.

DIAS, A. C. L. et al. Ocorrência de atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 234-253, jul./dez. 2018.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

DORES, E. F. G. C. et al. Pesticide levels in Ground and Surface Waters of Primavera do Leste Region, Mato Grosso, Brazil. **Journal of Chromatographic Science**, v. 46, aug. 2008.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Disponível em: <<http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 31 ago. 2018.

IBGE, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Produção agrícola municipal – PAM**. 2016. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 05 dez. 2018.

LAKUDZALA, D. D. Atrazine and metolachlor contamination in surface and ground water in the Zomba/Bvumbwe region in Malawi. **International Letters of Chemistry, Physics and Astronomy**, online, v. 6, 9. 33-45, jan. 2013.

LAZIC, S.; SUNJKA, D. Seasonal variation of atrazine residues in groundwater in agricultural area of Serbia. **International Conference on BioScience: Biotechnology and Biodiversity - Step in the Future**. The Fourth Joint UNS - PSU Conference, Novi Sad, Serbia, p. 361-375, Jun. 2012.

LIU, N.; CHARRUA, A. B.; WENG, C. H.; YUAN, X.; DING, F. Characterization of biochars derived from agriculture wastes and their adsorptive removal of atrazine from aqueous solution: A comparative study. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 55-62, 2015.

MARTINI, L. F. D. et al. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura de arroz irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, out. 2012.

MARTINS, C. X. et al. Análise de atrazina em amostras de água e solo por cromatografia gasosa (GC-ECD). **Bioenergia em revista: diálogos**, v. 3, n. 1, p. 128-138, jan./jun. 2014.

TORRES, N. H.; FERREIRA, L. F. R.; AMÉRICO, J. H. P. Análise de resíduos de agrotóxicos em água subterrânea proveniente do Aquífero Guarani. **Bioenergia em revista: diálogos**, v. 5, n. 2, p. 36-46, jul./dez. 2015.

ZINI, L. B. **Contaminação de agrotóxicos na água para consumo humano no RS: Avaliação de riscos, desenvolvimento e validação de método empregando SPE e LC-MS/MS**. 2016. 133 p. Dissertação de Mestrado – Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2016.

ESTUDO DO SISTEMA DE OZONIZAÇÃO COMO TRATAMENTO DE ÁGUA EM PROPRIEDADE RURAL LOCALIZADA EM SOBRADINHO/RS

Mirela Francesquet¹

¹ Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Santa Cruz do Sul/RS, francesquetm@yahoo.com

1. Introdução

Pode-se dizer que as zonas rurais são consideradas áreas mais isoladas, tradicionalmente utilizadas para a pecuária e agricultura. O problema tem uma extensão grande nessas áreas e em outras isoladas do país, onde poucos sabem sobre os indicadores de água e esgoto.

Os serviços recorrentes a água e esgotos que encontramos nos domicílios rurais, na maioria das vezes, são realizados através de pequenos sistemas ou de alternativas individuais, geralmente envolvendo técnicas como a de cisternas, poços rasos, captação de água da chuva, nascentes, como fonte de água, e de fossas sépticas e sumidouros para o despejo dos efluentes. Segundo Machado et al. (2016), 663 milhões de pessoas em todo mundo ainda consomem água de fontes não seguras, sendo que uma grande parte delas encontram-se em áreas rurais. O autor destaca sobre a estimativa de 79% das pessoas que ainda não possuem fonte segura de abastecimento e 93% das pessoas que utilizam água da superfície moram na zona rural.

O trabalho em si, tem como objetivo apresentar a situação das comunidades rurais na região Centro Serra, no que se refere ao abastecimento de água. A função do projeto abrange uma questão mais ampla, que vai desde a proteção do manancial, até as estruturas de tratamento e posterior preservação de água antes do consumo, baseando-se na criação de um sistema capaz de remover as impurezas e a descontaminação da água provinda de poços, estando após esse tratamento adequado para o consumo humano segundo os parâmetros estabelecidos pela portaria de consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, que apresenta a consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. A escolha referente ao tema se deu devido a uma preocupação com as pessoas que consomem água sem um devido tratamento adequado, prejudicando pôr fim a saúde humana.

2. Materiais e métodos

Em um primeiro momento, será realizada a caracterização e estudo da área de captação de água, realizando visitas *in loco* e a retirada de coordenadas, o que contribuirá para as informações a respeito do local. Após serão feitas análises quantitativas, o qual irá obter a vazão do reservatório, e como o reservatório se comporta diante de períodos de estiagens e cheias. Também serão realizadas análises qualitativas referentes às características físico-químicas, o que resultará sobre a situação da água que se encontra até o momento se predomina, por acaso, algum tipo de contaminante ou bactéria. A partir destas informações, iremos analisar se o sistema de ozonização será eficiente ou não para o tratamento da água existente. Também serão estudados os custos de implantação e operação do sistema. O objetivo final, é que este sistema de tratamento de água chegue até o mercado, sendo possível a sua comercialização, não somente para habitantes da zona rural, mas também para

pessoas que de alguma forma possuem algum tipo de reservatório em suas propriedades, seja da água da chuva ou outro método de captação de água.

3. Resultados e discussão

O município de Sobradinho situa-se no Centro do Estado do Rio Grande do Sul na região Centro Serra, no Vale do Rio Pardo. Segundo dados do IBGE, a população residente na zona rural é de 3.936 pessoas (dados de 2010), deste total, aproximadamente 85% vivem no meio urbano e 15% no meio rural. Especificamente na zona rural, o abastecimento é realizado de forma individual, onde cada morador busca suas próprias alternativas de abastecimento, seja através de poços ou fontes drenadas, ou ainda de forma coletiva, o qual, estão organizadas sob a forma de associações, sendo que as comunidades são as administradoras dos sistemas, bem como das soluções e alternativas a serem tomadas, com apoio do município. Pode-se mencionar que em algumas localidades da zona rural o abastecimento é realizado por poços artesianos tubulares profundos, com redes de distribuição que passa por um número x de residências. A captação é feita através da drenagem de fontes (vertentes), perfuração de poços superficiais e tubulares profundos.

O uso da água é destinado para consumo humano, para dessedentação animal, entre outros usos. Existem em torno de 19 soluções alternativas coletivas nas comunidades rurais que apresentam poços tubulares como sistema de captação de água. Todas elas possuem equipamentos para o tratamento químico da água consumida, baseado na adição de cloro. Os próprios habitantes das comunidades têm a responsabilidade de efetuar a manutenção dos equipamentos, limpeza dos reservatórios e cloração da água (PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE SOBRADINHO, 2013).

Na localidade onde se irá proceder a aplicação do sistema de tratamento de água, a captação da mesma é feita através de uma vertente existente no subsolo devido a uma declividade que a área possui, no entanto, essa água captada fica armazenada em uma espécie de poço feito por lajes na camada inferior e preenchidas por tijolos até ficar uniforme com a superfície do solo, e para cobrir e proteger o poço de insetos e sujeiras é posto telha. O tratamento da água é feito apenas com a adição de cloro que é adicionada em barra dentro de uma garrafa PET.

Semestralmente são realizadas limpezas no poço para remover sujeiras como folhas e insetos que acabam caindo acidentalmente para dentro. A água, portanto, é encaminhada através da gravidade por canos enterrados no solo chegando até uma caixa de água de 1000 litros, onde o qual é utilizado como reservatório, transportando em seguida para as três residências dependentes, que estão localizadas no entorno. A área próxima da captação de água, é utilizada para o cultivo da soja, onde o qual recebe fertilizante e insumos nos períodos de safra e pós-safra.

Ao entorno da captação existe o predomínio de vegetação, o que contribui para a conservação da água tornando-a disponível o ano inteiro. Em busca de uma vida mais saudável, trabalha-se com sistemas capazes de tornar a água potável para o consumo humano. Nos dias atuais vem se tendo um abandono referente ao abastecimento de água nas zonas rurais, por se localizarem distantes das zonas urbanas o mesmo tipo de tratamento não chega até os interiores.

Os filtros têm a função de remover pequenas partículas, sólidos dissolvidos e produtos químicos ou metais pesados prejudiciais. Considera-se o processo de filtração um polimento ao tratamento de separação de sólidos iniciais de gradeação e decantação primária. Por exemplo, um filtro pressurizado ou por gravidade de areia ou areia/carvão ativado, melhora sensivelmente a

turbidez e gosto da água e quando água for utilizada para o consumo humano deve-se eliminar a cor, odor e sabores estranhos da água, além da presença de sais, minerais e metais pesados.

Na escolha de um filtro, deve-se levar em consideração o meio filtrante ou mídia utilizada em seu interior, em sua construção. Existem vários tipos de mídias e cada uma tem sua respectiva função de acordo com o tratamento da água (SNATURAL, 2018). O objetivo, portanto, será a aplicação de um sistema eficaz, no caso, o sistema de ozonização, fazendo com que esse seja eficiente para o uso em águas o qual possuem o mínimo de tratamento necessário utilizado ou sem nenhum tipo de tratamento, como o que ocorre nas regiões rurais. Contribuir para que este sistema seja almejado, uma vez que o mesmo promoverá muitos impactos positivos.

4. Conclusão

As zonas rurais como um todo precisa de atenção e acumula déficits maiores quando comparados aos centros urbanos. Uma das maiores dificuldades em levar o abastecimento às zonas rurais é o custo, principalmente pela distância e escassez de recursos nesses locais. Para uma companhia levar água até esses lugares seria necessário extensa adutoras. Apesar de ser fisicamente possível a sua construção, dificilmente o consumo de água pagaria o custo de construção e manutenção. O principal gasto seria a energia elétrica para bombear água, o que inviabilizaria financeiramente a operação. Sendo assim, é de extrema importância, promover melhorias para a questão de abastecimento de água potável para as pessoas, principalmente as localizadas em zonas rurais pelo motivo de carência encontrada referente ao tratamento de água para o consumo humano. Este trabalho realizado considera-se apenas a primeira etapa de uma infinidade de estudos que podem ser realizados e aplicados, de forma a garantir o acesso à água de qualidade para todas as populações, independentemente de onde e como vivem.

5. Referências

DA SILVA, William Leonardo Teixeira; MORAES, Carolina Pohlmann; BISCHOFF, Eliza et al. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Sobradinho**. Sobradinho, 2013;

EOS - Organização e Sistemas Ltda. **As dificuldades do abastecimento de água na zona rural**. Disponível em: <<https://www.eosconsultores.com.br/dificuldades-abastecimento-de-agua-na-zona-rural/>>. Acesso em 20 de março de 2019;

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). **Município de Sobradinho/RS**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/sobradinho/panorama>>. Acesso em: 06 de junho de 2019;

MACHADO, A. V. M. et al. **Acesso ao abastecimento de água em comunidades rurais: o desafio de garantir os direitos humanos à água**. Disponível em: <http://www.inovarse.org/sites/default/files/T16_203.pdf>. Acesso em 20 de março de 2019;

SNatural. **Água - Filtração e Desinfecção**. Disponível em: <<http://www.snatural.com.br/filtracao-agua-potavel-reuso-desinfeccao/>>. Acesso em: 19 de junho de 2019.

ANÁLISE DE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DE ÁGUA DE POÇOS EM PROPRIEDADES DO VALE DO TAQUARI – RS

**Camila Hasan¹, Laís Bresciani², Diana Milena Reina Avila³, Fernanda Schneider⁴,
Eniz Conceição Oliveira⁵**

^{1,2} Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES)

E-mail: chasan@universo.univates.br

³ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES)

⁴ Doutora pelo Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES)

⁵ Docente do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Desenvolvimento (PPGAD/UNIVATES)

1. Introdução

A água é um recurso natural indispensável à vida. Sua qualidade está diretamente relacionada a fatores ambientais e antrópicos. Segundo a Portaria de Consolidação nº 5/2017, que incorporou a Portaria nº 2.914/2011, a água para consumo humano é definida como a água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independente da origem. Define-se como água potável a água que atenda ao padrão de potabilidade estabelecido nesta portaria e que não ofereça riscos à saúde humana (BRASIL, 2017).

A capacidade de diluição e de transporte de partículas e impurezas da água faz com que este recurso seja facilmente poluído, por meio da incorporação de sólidos suspensos e dissolvidos nas águas naturais, sendo que as fontes de contaminação antropogênicas em águas subterrâneas são, em geral, diretamente associadas a despejos domésticos, industriais, agrícolas e de chorume proveniente de aterros de resíduos não controlados, que mudam as características da água, além de promoverem a mobilização de metais naturalmente contidos no solo, como alumínio, ferro, manganês, nitrato e outras substâncias orgânicas potencialmente tóxicas ao consumo humano (VON SPERLING, 2014).

A qualidade das águas é determinada em função do seu uso. Os principais parâmetros físicos utilizados para verificar sua qualidade incluem a cor, a turbidez, a temperatura e a condutividade. Além dos parâmetros físicos, alguns parâmetros químicos como o pH, dureza e demanda química de oxigênio (DQO) auxiliam no diagnóstico sobre a qualidade de águas naturais (VON SPERLING, 2014).

Este estudo analisou características físicas e químicas de 13 poços profundos e rasos, em municípios do Vale do Taquari/RS, utilizados para distintas finalidades como: consumo humano, consumo animal, atividades de lazer e irrigação. Os resultados obtidos foram comparados às legislações pertinentes com o intuito de promover discussão sobre a qualidade das águas subterrâneas avaliadas, verificando se esta era compatível com o uso destinado à água.

2. Materiais e métodos

As amostras avaliadas foram coletadas nos municípios de Anta Gorda, Bom Retiro do Sul e Cruzeiro do Sul, localizados no Vale do Taquari, estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Foram

acessados 13 poços particulares (Tabela 1), tubulares profundos e superficiais, localizados em zona rural e urbana destes municípios.

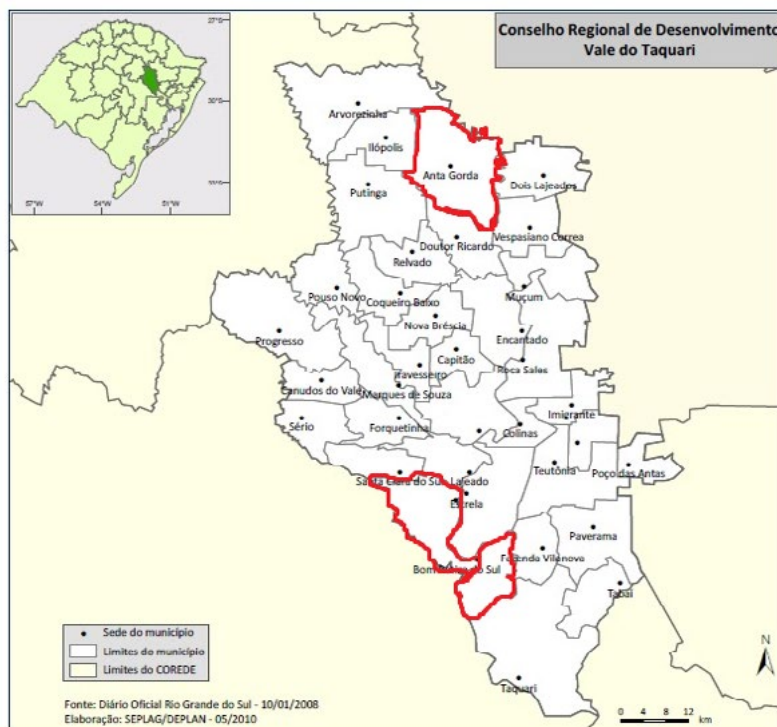


Figura 1. Mapa do Vale do Taquari - Rio Grande do Sul, destacando os municípios de Anta Gorda, Bom Retiro do Sul e Cruzeiro do Sul. Fonte: Adaptado de SEPLAG/DEPLAN, 2008

Tabela 1. Dados de localização, coordenadas, elevação do terreno e profundidade dos poços analisados

Poço	Município	Coordenadas do poço	Elevação (m)	Profundidade (m)
1	Bom Retiro do Sul	29°33'50"S51°53'1"O	100	100
2	Bom Retiro do Sul	29°34'15"S51°53'23"O	140	100
3	Bom Retiro do Sul	29°34'44"S51°54'58"O	80	12
4	Bom Retiro do Sul	29°35'19"S51°55'36"O	80	104
5	Bom Retiro do Sul	29°35'14"S51°55'42"O	70	11
6	Cruzeiro do Sul	29°30'53"S51°59'33"O	30	6
7	Cruzeiro do Sul	29°30'56"S51°59'32"O	30	Superficial
8	Anta Gorda	29°0'18"S51°58'34"O	379	Superficial
9	Anta Gorda	29°0'19"S51°58'30"O	386	Superficial
10	Anta Gorda	29°3'24"S51°56'45"O	430	Superficial
11	Anta Gorda	29°0'18"S51°57'57"O	369	Superficial
12	Anta Gorda	29°0'19"S51°58'1"O	371	Superficial
13	Anta Gorda	29°0'19"S51°58'1"O	371	112

Sobre as características ambientais dos municípios de estudo, cabe destacar que o Vale do Taquari insere-se no Domínio Morfoestrutural das Bacias e Coberturas Sedimentares, onde são observadas duas regiões geomorfológicas distintas: a Depressão Central Gaúcha e o Planalto das Araucárias, caracterizando a região por uma parte alta e por outra parte baixa. Anta Gorda localiza-se na parte alta do Vale, isto é, no Planalto das Araucárias, com paisagem encaixada, planícies diminutas e maiores altitudes; Cruzeiro do Sul e Bom Retiro do Sul localizam-se na Depressão Central Gaúcha observada na parte baixa e no sul do Vale do Taquari, cujo relevo é homogêneo, com a presença de formas conhecidas como coxilhas (JUSTUS; MACHADO; FRANCO, 1986). As características pedológicas também são distintas entre as áreas. Enquanto que no município de Anta Gorda se verificam os tipos de solo Litólicos Eutróficos e Terra Bruna Estruturada intermediária para Podzólico Bruno-Acinzentado, nos municípios de Cruzeiro do Sul e Bom Retiro do Sul se verificam os solos Terra Roxa Estruturada Eutrófica e Planossolo Eutrófico.

A coleta das amostras de águas dos poços foi realizada no primeiro semestre de 2018, em época de outono, utilizando recipientes de polietileno tereftalato de 2000 mL para análises físicas e químicas, e de 500 mL para análise de DQO, devidamente higienizados e identificados. No momento da coleta foram registrados os dados geográficos e identificada a temperatura da água. As amostras foram armazenadas sob refrigeração para posterior análise em laboratório e as amostras para DQO foram conservadas com ácido sulfúrico.

Os parâmetros determinados nas amostras foram: pH (Digimed DM-22), condutividade (Digimed DM-32), turbidez (Digimed DM-TU), cor (Digimed DM-COR), dureza, através de compleximetria do EDTA e demanda química de oxigênio (refluxo fechado), ambas conforme APHA (2012).

Os resultados obtidos foram comparados com os parâmetros estabelecidos pela legislação brasileira, especificamente pelos padrões estabelecidos no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017.

3. Resultados e discussão

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e da análise de íons das águas dos 13 poços localizados no Vale do Taquari estão apresentados na tabela 2 e 3, respectivamente.

Tabela 2. Resultados dos parâmetros físicos e químicos para os treze pontos de coleta nos poços artesianos e poços rasos dos municípios localizados no Vale do Taquari/RS

Poço	Temp. (°C)	pH	Cond. ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	Cor (Pt-Co)	Dureza (mg.L^{-1})	DQO (mg.L^{-1})
1	22,00	6,19	50,18	1,20	5,40	13,00	ND
2	21,00	5,59*	36,71	4,23	5,80	15,00	ND
3	21,00	4,90*	65,89	0,02	3,70	18,33	ND
4	21,50	7,63	278,80	0,02	3,40	121,67	25,26*
5	22,00	5,64*	110,74	0,02	3,50	47,67	19,65*
6	22,00	6,59	109,27	44,80*	150,00*	49,67	23,86*
7	22,00	6,98	221,00	0,17	4,20	110,33	ND
8	22,00	6,49	75,53	1,66	6,20	58,33	ND

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Poço	Temp. (°C)	pH	Cond. ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Turbidez (NTU)	Cor (Pt-Co)	Dureza ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
9	21,00	5,87*	57,56	10,41*	39,90*	60,33	ND
10	20,00	5,55*	55,85	1,63	4,70	55,00	ND
11	21,00	5,38*	124,85	0,62	4,30	64,00	ND
12	22,00	5,58*	44,60	0,03	4,60	29,67	9,82*
13	21,00	6,39	143,17	0,02	5,20	44,33	ND
VMP	-	6 a 9,5	-	5	15	500	-

VMP: valor máximo permitido para águas potáveis de acordo com o anexo XX da Portaria nº 5/2017
ND: não detectado

A temperatura das águas nos poços variou de 21 a 22 °C, sendo que não houve diferença significativa entre os poços profundos e rasos para esse parâmetro. Zerwes et al. (2015) obtiveram temperaturas entre 13,5 e 20,5 °C, porém as coletas foram realizadas durante o inverno, o que pode justificar as baixas temperaturas da água verificadas por estes autores. Em termos de potabilidade de água, não há valor padrão para a temperatura das águas destinadas ao consumo humano, porém, em temperaturas elevadas (acima de 30° C) esta pode ser rejeitada para consumo.

O pH recomendado para a água no sistema de distribuição pode variar de 6,0 a 9,5 (BRASIL, 2017). Nas amostras dos poços 1, 4, 6, 7, 8 e 13 o pH ficou entre os índices estabelecidos na legislação, porém nas amostras 2, 3, 5, 9, 10, 11 e 12 o pH ficou abaixo do recomendado. Essa variação do pH pode estar relacionada com a composição da rocha matriz dos poços em estudo e com o pH dos solos das regiões (RHEINHEIMER; SOUZA, 2000; LOPES; MAGALHÃES JR, 2010).

Segundo Baird e Cann (2005), a água é considerada moderadamente dura de 50 mg/L a 150 mg/L e é considerada dura entre 150 mg/L e 300 mg/L. Portanto, as amostras dos poços 4, 7, 8, 9, 10 e 11 tem dureza moderada mas nenhuma delas é dura, e de acordo com a legislação todos os poços se enquadram no parâmetro de potabilidade, que estabelece um máximo de 500 mg/L de dureza (BRASIL, 2017).

A condutividade das amostras variou de 36,71 a 278,80 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sendo que os maiores valores obtidos foram para os poços 4 e 7 e podem estar relacionados à presença de íons como cálcio e magnésio, que refletem em maior dureza, também verificada em maior teor nestes poços, conforme ilustrado na Tabela 3.

Em relação ao parâmetro turbidez, a Portaria do Ministério da Saúde nº 5/2017 (BRASIL, 2017) estabelece que valores para a turbidez de águas para consumo não podem ultrapassar 5,0 NTU (Unidade de Turbidez). Os resultados obtidos para turbidez estão de acordo com o estabelecido pela legislação, com exceção dos poços 6 e 9 que apresentaram resultados de 44,80 e 10,41 NTU, respectivamente. Como os poços em estudo não recebem nenhum tipo de tratamento de água, este resultado poderia melhorar se fosse realizado algum tratamento antes do uso.

Quanto ao parâmetro de cor, os mesmos poços que apresentaram valores superiores de turbidez (poço 6 e poço 9), apresentaram valores também elevados na cor e em desconformidade com o padrão de potabilidade definido pela legislação, que estabelece um máximo de 15 uC (Pt-Co) (BRASIL, 2017). Este parâmetro relaciona-se com a presença de sólidos dissolvidos, principalmente material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Em águas subterrâneas as principais influências

são os óxidos de ferro e manganês, que são abundantes em diversos tipos de solo e, quando dissolvidos em águas, conferem-lhes cor (VON SPERLING, 2014).

A DQO em águas naturais é um indicativo de contaminação, normalmente associada à má disposição de dejetos animais ou esgotos cloacais, próximos dos pontos de captação de água ou infiltrados, caracterizando-se, portanto, como uma importante medida para estimar a poluição em recursos hídricos (ZUCCARI; GRANER; LEOPOLDO, 2005). Embora verificada em concentrações relativamente baixas, a DQO foi detectada em quatro das amostras avaliadas. Com exceção do poço 4 que era tubular profundo, acredita-se que os valores verificados estejam relacionados à presença de matéria orgânica próxima dos pontos de captação, visto que os outros três poços eram rasos, sendo esta uma condição que pode facilitar contaminação por matéria orgânica, devido à maior exposição e contato com o meio externo.

Bezerra et al. (2018) em estudo semelhante, avaliando parâmetros físico-químicos de água subterrânea de poços da Região Metropolitana de Fortaleza/CE e, comparando os resultados com os padrões de potabilidade preconizados pela Portaria nº 2.914/2011, também identificaram valores acima ou abaixo dos padrões determinados. Das amostras analisadas, utilizadas como fonte de abastecimento e consumo humano, 66,3% não atenderam aos padrões propostos pela legislação.

4. Conclusão

Das 13 amostras analisadas, 9 apresentaram alguma não conformidade com os padrões estabelecidos pela legislação de potabilidade da água ou presença de matéria orgânica detectada pela análise de DQO, indicando possível contaminação. As amostras provenientes dos poços 2, 3, 5, 9, 10, 11 e 12 apresentaram pH abaixo do permitido pela legislação. Em relação à cor e turbidez, os poços 6 e 9 apresentaram resultados elevados. Os poços 4, 5, 6 e 12 apresentaram DQO em baixas concentrações, indicando a possibilidade de contaminação por matéria orgânica. Por tal constatação, acredita-se que o índice de coliformes termotolerantes, não contemplado nesta avaliação, poderia estar muito acima do padrão proposto pela portaria de potabilidade da água (ausência em 100 mL) e que, portanto, o uso para consumo humano - que todos os poços possuem, seria incompatível e não recomendado sem um tratamento prévio, como forma de prevenção de riscos à saúde humana.

5. Referências

BAIRD, Colin; CANN, Michael. **Environmental chemistry**. 3th ed. New York: W. H. Freeman, 2005.

BEZERRA, A. D. A.; ROCHA, J. C. da; NOGUEIRA, E. R.; SOUSA, D. M. L. de; ARAÚJO, F. G. D. M.; BRANDÃO, M. G. A.; PANTOJA, L. D. M. Análise situacional da qualidade de água subterrânea oriunda de poços da região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. **Acta Biomedica Brasiliensia**, v. 9, n. 1, 2018.

BRASIL. Portaria da Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, p. 825, 2017. Disponível em: <https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html> Acesso em: 09 mai. 2018.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

JUSTUS, Jarbas de Oliveira; MACHADO, Maria Lúcia de Abreu; FRANCO, Maria do Socorro Morreira. Geomorfologia. In: IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Levantamento de Recursos Naturais**. Rio de Janeiro: IBGE, v. 33, 1986.

LOPES, Frederico Wagner de Azevedo; MAGALHÃES JR, Antônio Pereira. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 2, p. 134-147, 2010.

RHEINHEIMER, Danilo dos Santos; SOUZA, Robson Oliveira de. Condutividade elétrica e acidificação de águas usadas na aplicação de herbicidas no Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, v. 30, n. 1, p. 97-104, 2000.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. V. 1, 4ª Ed., Editora UFMG: 2014,452p.

ZERWES, Cristian Mateus et al. Análise da qualidade da água de poços artesianos do município de Imigrante, Vale do Taquari/RS. **Ciência e Natura**, v. 37, n.4, p. 651-663, 2015.

ZUCCARI, Maria Lucia; GRANER, Celso Augusto Fessel; LEOPOLDO, Paulo Rodolfo. Determinação da demanda química de oxigênio (DQO) em águas e efluentes por método colorimétrico alternativo. **Revista Energia na Agricultura**, v. 20, n. 4, p. 69-82, 2005.

ANÁLISE BIOLÓGICA MACROSCÓPICA DE FONTES DE ÁGUA DE CONSUMO HUMANO NO RIO GRANDE DO SUL

**Débora Seben¹, Gabriel Baraldi Volpi², Alana Cristina Dorneles Wandscheer³, Keli Hofstätter⁴,
Vanessa Facó Tarone⁵, Fernanda Volpato⁶, Genésio Mario da Rosa⁷,
Jaqueline Ineu Golombieski⁸**

¹ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Campus Frederico Westphalen. E-mail: debyseben@hotmail.com

² Graduado em Química pela Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI)

³ Doutora em Produção Vegetal (Agronomia), pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

^{4,5} Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária pela Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, Campus Frederico Westphalen

⁶ Graduada em Química pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)

^{7,8} Docente da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus de Frederico Westphalen

1. Introdução

A qualidade das águas depende de fenômenos naturais e da interferência do homem. Através das condições naturais, a qualidade da água sofre influência devido aos escoamentos superficiais e infiltrações no solo, oriundos da precipitação, podendo causar carreamento das impurezas presentes no solo e aumentar a quantidade de sólidos suspensos ou dissolvidos na água. A interferência do homem na qualidade da água pode ocorrer de forma centralizada, com despejos domésticos ou industriais, ou de maneira dispersa, através da aplicação de agrotóxicos (VON SPERLING, 2014). Conforme o uso múltiplo das águas, as exigências com a qualidade desta são diferentes. O uso doméstico, como água potável para consumo humano, bem como o uso industrial, como insumo para produção exige, por exemplo, qualidade superior às demais, quando comparadas à dessedentação animal ou geração de energia elétrica (PIVELI; KATO, 2006).

A água representa um veículo de transporte de algumas doenças além da proliferação de vetores. Essas doenças se manifestam, no ser humano, através da ingestão de águas com má qualidade microbiológica, já que são os microrganismos os responsáveis pela transmissão das enfermidades (BRASIL, 2006). Entende-se por coliformes totais (CT) como o grupo de bactérias que possuem vida livre, ou seja, estão presentes naturalmente no solo, na água e nas plantas, assim, não possuem relação com a contaminação das águas por materiais fecais. Esse grupo de bactérias são mais resistentes, quando comparadas às bactérias patogênicas. A presença de bactérias do tipo CT não indica, necessariamente contaminação da água por material fecal (BRASIL, 2014). As bactérias do tipo *Escherichia coli*, pertencentes ao grupo dos CT, representam um preciso indicador de contaminação da água por material fecal, o que a torna um indicativo da presença de microrganismos patogênicos (BRASIL, 2014). Assim, conforme a Portaria da Consolidação, nº 5 de 2017, amostras de água devem ser isentas, em 100 mL de bactérias do tipo *E. coli* (BRASIL, 2017).

Diante disso, tem-se a preocupação com a qualidade da água que é ingerida pelos seres humanos. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a potabilidade da água de consumo

humano, provenientes de fontes de água, através das variáveis macroscópicas e biológicas, em propriedades rurais da região Noroeste e Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul.

2. Material e métodos

O presente estudo foi composto por um dia para a visita dos locais de coleta, realizado no mês de abril de 2019, a fim de conhecimento do local e realização da análise macroscópica das fontes de obtenção de águas para consumo humano e, outro dia para realizar a coleta de água, no mês de maio de 2019. Foram estudadas 12 propriedades rurais em que seus moradores fazem uso destas águas.

O trabalho foi realizado em diferentes municípios do RS, sendo composto por 3 tratamentos com 4 repetições cada. Os tratamentos/repetições adotados para o desenvolvimento do estudo foram constituídos por: T1 - fontes de água com presença de *suinocultura* (Vista Gaúcha, Frederico Westphalen, Palmitinho e Marau); T2 - fontes de água com cultura de *soja* (Derrubadas, Taquaruçu do Sul, Dois Irmãos das Missões e Camargo) e T3 - fontes de água com presença de *fumo* (Tenente Portela; Alpestre; Caiçara e Nova Alvorada).

A análise macroscópica foi realizada de acordo com Gomes, Melo e Vale (2005). Para a análise biológica (CT e *E. coli*), foram utilizados tubos de vidro (com capacidade de 250mL), com rosca e autoclavados. As amostras foram armazenadas e transportadas até o laboratório conforme ABNT/NBR 9898 (1987). O método adotado para esta análise foi o do Substrato Enzimático e quantificados pelo Método do Número Mais Provável (NMP), conforme APHA (2012). As análises de água foram realizadas no Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *campus* de Frederico Westphalen, imediatamente após chegarem ao local.

3. Resultados e discussão

Os resultados obtidos das variáveis macroscópicas do entorno das fontes de água estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Classificação das fontes de água conforme Análise Macroscópica

Repetições	Tratamentos	Municípios	Somatório	Classificação
1	Suinocultura	Vista Gaúcha	36	B
	Soja	Derrubadas	32	C
	Fumo	Tenente Portela	36	B
2	Suinocultura	Frederico Westphalen	34	B
	Soja	Taquaruçu do Sul	38	A
	Fumo	Alpestre	38	A
3	Suinocultura	Palmitinho	35	B
	Soja	Dois Irmãos das Missões	36	B
	Fumo	Caiçara	34	B
4	Suinocultura	Marau	38	A
	Soja	Camargo	29	D
	Fumo	Nova Alvorada	35	B

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

As fontes de água que obtiveram melhor classificação – Classe “A”, se enquadrando com um grau de preservação “Ótimo”, foram as águas de Taquaruçu do Sul (soja), Alpestre (fumo) e Marau (suinocultura). Para as águas com classificação - Classe “B”, com grau de preservação “Bom”, são as fontes de água das cidades de Vista Gaúcha (suinocultura), Tenente Portela (fumo), Frederico Westphalen (suinocultura), Palmitinho (suinocultura), Dois Irmãos das Missões (soja), Caiçara (fumo) e Nova Alvorada (fumo). Apenas uma propriedade obteve a classificação - Classe “C”, com grau de preservação “Razoável” que foi aquela localizada na cidade de Derrubadas (soja). A única propriedade que obteve classificação - Classe “D”, com grau de preservação “Péssimo” foi aquela propriedade localizada na cidade de Camargo.

Gomes, Melo e Vale (2005) após quantificarem a análise macroscópica, em nascentes de Uberlândia/MG, notaram que a proximidade das nascentes até as residências e a ausência de proteção dessas nascentes foi fator determinante para existir maior impacto ambiental no entorno destes locais. Neste caso, a proximidade humana permite maior facilidade de contaminação, na nascente, por resíduos domésticos (sólidos ou líquidos), ocupação da área por animais de sangue quente e alterações da vegetação natural. Diante disso, no presente estudo, as áreas mais preservadas e distantes das residências obtiveram melhor classificação na análise macroscópica.

As Tabelas 2 e 3 apresentam, respectivamente, os valores obtidos para a análise de CT e *E. coli*.

Tabela 2 - Valores de Coliformes Totais (NMP/100 ml)

	1	2	3	4
Suinocultura	5172 (VG)	1872 (FW)	19863 (PM)	1793 (MR)
Soja	24196 (DE)	5172 (TS)	<1 (DI)	>24196 (CM)
Fumo	3654 (TP)	>24196 (AL)	1720 (CA)	15531 (NA)

(VG) = Vista Gaúcha; (DE) = Derrubadas; (TP) = Tenente Portela; (FW) = Frederico Westphalen; (TS) = Taquaruçu do Sul; (AL) = Alpestre; (PM) = Palmitinho; (DI) = Dois Irmãos das Missões; (CA) = Caiçara; (MR) = Marau; (CM) = Camargo; (NA) = Nova Alvorada.

De acordo com os resultados obtidos, a fonte de água, que possui menor quantidade de microrganismos enquadrados na classe dos CT é a propriedade localizada na cidade de Dois Irmãos das Missões, a qual possui valor de CT menor que o limite de detecção do método (<LOD = <1 NMP). Vale destacar que na análise macroscópica, a fonte oriunda dessa cidade possui classificação B, com grau de preservação “Bom”.

Em contrapartida, as cidades de Alpestre e Camargo possuem valores de CT maiores que os valores do limite de detecção do método (>LOD = >24196 NMP). No entanto, a cidade de Alpestre obteve a maior classificação macroscópica (A), com grau de preservação “Ótimo” enquanto que a cidade de Camargo obteve classificação macroscópica D, com grau de preservação “Ruim”. Para análise das variáveis macroscópicas, diversos fatores são levados em consideração, como a presença de resíduos ou efluentes domésticos, acesso à animais e humanos, distância da fonte até a residência, nível de preservação (vegetação) do entorno, proteção do local (cercado), entre outros fatores que favoreceram na classificação da fonte localizada em Alpestre e que, por outro lado, eleva os valores de CT (bactérias de vida livre), e que não indicam, necessariamente, contaminação por material fecal.

De acordo com a Portaria da Consolidação nº 5, anexo XX, (BRASIL, 2017), quando forem detectadas presenças de bactérias do tipo CT, devem ser feitas análises quanto à presença de *E. coli*,

visto a precisão, deste tipo de bactérias, como indicador de contaminação por material fecal, e se essas derem positivas, então deve ser realizado trabalho de investigação para verificar a origem da contaminação fecal, e tomadas ações corretivas até que os resultados sejam satisfatórios. Conforme a legislação vigente, bactérias do tipo *E. coli* devem ser ausentes em 100 mL de amostra (BRASIL, 2017).

Tabela 3 - Valores de *Escherichia coli* (NMP/100 ml)

	1	2	3	4
Suinocultura	10 (VG)	10 (FW)	110 (PM)	41 (MR)
Soja	98 (DE)	144 (TS)	<1 (DI)	<1 (CM)
Fumo	75 (TP)	20 (AL)	<1 (CA)	20 (NA)

(VG) = Vista Gaúcha; (DE) = Derrubadas; (TP) = Tenente Portela; (FW) = Frederico Westphalen; (TS) = Taquaruçu do Sul; (AL) = Alpestre; (PM) = Palmitinho; (DI) = Dois Irmãos das Missões; (CA) = Caiçara; (MR) = Marau; (CM) = Camargo; (NA) = Nova Alvorada.

Com relação à variável que acusa a presença de *E. coli*, as cidades de Dois Irmãos das Missões, Caiçara e Camargo possuem valores <LOD. Vale destacar que na análise macroscópica, a fonte da propriedade localizada na cidade de Dois Irmãos das Missões possui classificação B, com grau de preservação “Bom” e quanto à variável de CT também mostrou-se <LOD. Já, a cidade de Camargo apresentou elevados valores de CT (>LOD) e classificação D, com “Ruim” grau de preservação, mas valores <LOD para *E. coli*. Tal fato mostra que outras bactérias do tipo de coliformes totais se fazem presentes na água da fonte desta propriedade, o que não apresenta contaminação por material fecal.

Por outro lado, a cidade de Taquaruçu do Sul, foi a propriedade que apresentou maior presença de *E. coli*, quando comparadas com as demais cidades. Quanto à classificação macroscópica (A), esta cidade ficou com grau de preservação “Ótimo”, a qual a propriedade recebeu, enquanto que essa não foi a propriedade que obteve maiores valores de CT. Isso mostra que fezes de animais de sangue quente podem ter acesso, seja por escoamento superficial, ou por infiltração pelo solo, já que as fontes são rasas (entre 1,0 e 2,0 metros de profundidade), visto que grande parte dos microrganismos presentes nessa água fazem parte da classe das bactérias *E. coli*.

Os resultados encontrados estão de acordo com o que foi encontrado por Cavalcante (2014), o qual avaliou a presença de *E. coli* em fontes de água de comunidades rurais do semiárido alagoano, e constatou que a falta de proteção das fontes eram fatores importantes na contaminação das águas.

O presente estudo mostrou que a cultura presente (soja ou fumo) ou atividade de suinocultura nas propriedades rurais não possui relação com a variável biológica estudada, já que, em muitos casos, a fonte de água se localiza distante da cultura. Por outro lado, fatores os quais as variáveis macroscópicas abordam possuem estreita relação com a presença dos microrganismos analisados (Coliformes Totais e *Escherichia coli*).

4. Conclusão

Com o desenvolvimento do presente estudo, foi possível verificar que, de acordo com as variáveis macroscópicas e biológicas analisadas, apenas uma propriedade rural possui fonte de água que está apta para consumo humano, conforme a Legislação Vigente - Portaria da Consolidação nº 5, anexo XX, de 2017.

5. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

APHA. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 22 nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Edited by: Eugene W. Rice Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri. 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: MS, 2006. 212 p. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Diretriz Nacional do Plano de Amostragem da Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano**. Brasília: MS, 2014. 36 p. Disponível em: <<http://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2014/maio/30/Diretriz-Nacional-do-Plano-de-amostragem-da-Vigilancia-da-qualidade-da-agua-para-consumo-humano.pdf>> Acesso em: 18 jul. 2019.

BRASIL. Portaria da Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, p. 825, 2017.

CAVALCANTE, R. B. L. Ocorrência de *Escherichia coli* em fontes de água e pontos de consumo em uma comunidade rural. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 550-558, set. 2014.

GOMES, P. M.; MELO, C. de; VALE, V. S. do. Avaliação dos impactos ambientais em nascentes na cidade de Uberlândia – MG: análise macroscópica. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 32, p. 103-120, 28 abr. 2005.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

AVALIAÇÃO DA POTABILIDADE DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO EM TAQUARUÇU DO SUL - RS

**Silvana Isabel Schneider¹, Leticia Raquel Sippert², Keitiline Bauchspiess³,
Cláudia Nogueira Gomes⁴, Gabriela Granoski⁵, Kananda Cabral Menegazzo⁶,
Fernanda Volpato⁷, Arci Dirceu Wastowski⁸, Jaqueline Ineu Golombieski⁹**

^{1,2,3,4,5,6} Discente de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Frederico Westphalen - Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental.

E-mail: silvanaeas@outlook.com

⁷ Graduada em Química - Departamento de Engenharia e Tecnologia Ambiental (UFSM).

^{8,9} Docente da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Frederico Westphalen.

1. Introdução

O Brasil apresenta aproximadamente 12% de toda água doce disponível do planeta, porém a forma em que esta quantidade de água encontra-se distribuída dentro dos limites nacionais é desigual. Verifica-se uma maior quantidade deste recurso hídrico (80%) nas regiões em que habitam uma pequena parcela de população (5%), como é o caso da região Norte do país. Em se tratando das outras regiões localizadas em proximidade ao Oceano Atlântico, a população que habita estas áreas é muito elevada (45%), quando comparada com a quantidade de água doce disponível (3 %) (ANA, 2019).

Conforme a ONU (2018), o uso da água de forma inadequada e sem racionalização, bem como a degradação da mesma através de fontes poluidoras, levam aos principais fatores de um abastecimento impróprio, seja ele pela qualidade através de um uso irracional ou pela falta da mesma. Em se tratando do desenvolvimento das populações relacionados à sua qualidade de vida, a água pode vir a se tornar um empecilho, quando esta se encontrar em péssimas condições de potabilidade (PHILIPPI; MALHEIROS, 2005).

Deste modo, percebe-se a importância de realizar o monitoramento das variáveis de qualidade da água de consumo humano de propriedades rurais, estas que em sua maioria carecem de sistemas de tratamento de água, bem como de seus efluentes domésticos estando seus consumidores susceptíveis a doenças de veiculação hídrica. Assim, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a potabilidade da água de consumo humano de três propriedades rurais do município de Taquaruçu do Sul - RS, através de diferentes fontes, comparando com as legislações vigentes.

2. Materiais e métodos

O presente estudo foi realizado em três propriedades rurais do município de Taquaruçu do Sul-RS, em que todas realizam o consumo de águas de origem subterrânea. O abastecimento de água da Propriedade 1 consiste em um sistema individual, sendo a água provinda de uma nascente. A água utilizada para consumo na Propriedade 2, provém de um poço tubular artesiano, sendo de uso coletivo. A Propriedade 3 conta com o fornecimento de água através de sistema coletivo, sendo a água retirada através de um sistema de drenagem.

Em cada propriedade de coleta foi avaliada a Caixa e a Torneira de consumo, para ser possível realizar uma avaliação da qualidade da água que se encontra na caixa de armazenamento (reservatório) comparada à que chega até a torneira da residência de cada propriedade em questão. As amostras de água foram coletadas em um período de sete meses, de setembro de 2017 a março de 2018. Para a coleta de amostras de água foram utilizadas três frascos (triplicata), sendo estes acondicionados conforme NBR 9898/1987 (ABNT, 1987) e transportadas até os Laboratórios da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) - *Campus* Frederico Westphalen- RS. As variáveis físico-químicas analisadas foram temperatura (°C), dureza total (mg/L CaCO₃), pH (unidades), fluoreto (mg/L), nitrito (mg/L) e turbidez (uT), todos conforme APHA (2012).

Na análise estatística, a homogeneidade das variâncias entre os meses amostrados foi realizada através do teste de Levene, onde as comparações entre os diferentes meses e entre a caixa e torneira mensalmente, foram analisadas utilizando análise de variância (ANOVA), uma via e o teste de Tukey ou a extensão de Scheirer – Ray – Hare do teste de Kruskal-Wallis. Os dados foram expressos como média ± erro padrão utilizando o programa estatístico STATISTICA Software 7.0, com P<0,05.

3. Resultados e discussão

As médias encontradas para a temperatura variaram de 20,00 ± 0,33 a 31,17 ± 0,17, em que o valor mais elevado para esta variável foi observado no mês de Dezembro/2017, podendo estar relacionado com o período sazonal caracterizando a entrada do verão, que apresenta elevadas temperaturas. De acordo com a legislação vigente para potabilidade de água, não são encontrados valores padrões para a temperatura das águas destinadas ao consumo humano, porém quando apresentada acima de 30°C, esta pode ser rejeitada para consumo. Todos os valores de temperatura encontraram-se abaixo de 30°C, com exceção da Torneira da Propriedade 1 no mês de Dezembro/2018 (31,17±0,17 °C). Este fato pode estar associado com a exposição dos encanamentos na parede da residência.

Os valores encontrados para a dureza total apresentaram médias entre 29,00 a 87,33 mg/L CaCO₃ para as Caixas e 34,00 a 85,00 mg/L CaCO₃ para as Torneiras, ambas apresentando grau de dureza de mole a moderada (Tabela 1). De modo geral, os maiores valores para esta variável foram amostrados na Propriedade 2. Os valores mínimos para a concentração de dureza total dentro de cada Propriedade podem ser verificados no mês de Outubro/2017, que apresentou o maior pico pluviométrico (479 mm), deste modo, podendo ter influenciado nos resultados encontrados. O Anexo XX da Portaria da Consolidação Nº 5/2017 do MS (BRASIL, 2017), apresenta a dureza total como uma variável de qualidade da água, em que os valores máximos permitidos não devem ultrapassar 500 mg/L CaCO₃. Os valores no presente estudo mostraram-se de acordo com a legislação vigente.

Tabela 1 – Média dos valores obtidos para dureza total (mg/L CaCO₃) nos meses amostrados.

Meses		Prop 1	Prop 2	Prop 3
Set/17	Caixa	40,67 ± 0,88 ^{aA}	87,33 ± 1,86 ^{aA}	50,67 ± 0,67 ^{aC}
	Torneira	39,33 ± 1,67 ^{aA}	85,00 ± 0,58 ^{aA}	52,00 ± 0,00 ^{aC}
Out/17	Caixa	32,00 ± 0,58 ^{aCD}	29,00 ± 0,58 ^{bG}	41,67 ± 0,88 ^{aD}
	Torneira	34,00 ± 0,00 ^{aC}	40,00 ± 1,15 ^{aE}	41,67 ± 0,88 ^{aD}
Nov/17	Caixa	39,33 ± 0,88 ^{bA}	75,00 ± 0,00 ^{aB}	49,33 ± 0,33 ^{bC}
	Torneira	43,67 ± 0,33 ^{aA}	66,67 ± 3,33 ^{bC}	54,33 ± 0,33 ^{aC}

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Meses		Prop 1	Prop 2	Prop 3
Dez/17	Caixa	34,67 ± 0,67 ^{aBC}	57,00 ± 1,00 ^{bD}	54,00 ± 1,00 ^{aB}
	Torneira	36,00 ± 1,00 ^{aBC}	65,00 ± 0,00 ^{aC}	54,33 ± 0,67 ^{aC}
Jan/18	Caixa	35,00 ± 0,58 ^{aBD}	48,67 ± 0,88 ^{bF}	59,67 ± 0,33 ^{aA}
	Torneira	36,00 ± 0,00 ^{aB}	52,67 ± 0,33 ^{aD}	59,67 ± 0,33 ^{aA}
Fev/18	Caixa	38,33 ± 1,20 ^{aAB}	55,33 ± 0,33 ^{aED}	57,33 ± 0,67 ^{aA}
	Torneira	39,00 ± 0,58 ^{aBC}	50,00 ± 0,00 ^{bD}	58,00 ± 1,15 ^{aA}
Mar/18	Caixa	39,33 ± 0,88 ^{bA}	69,67 ± 0,33 ^{bC}	49,33 ± 0,33 ^{bC}
	Torneira	43,67 ± 0,33 ^{aA}	75,00 ± 0,00 ^{aB}	54,33 ± 0,33 ^{aBC}

Letras iguais minúsculas (coluna) indicam que não existe diferença significativa entre Caixa e Torneira, dentro do mês amostrado e letras iguais maiúsculas (na coluna), somente entre as caixas ao longo dos meses amostrados ou entre as torneiras, dentro de cada propriedade, pelo teste de Tukey ou teste de Kuskal-Wallis ($P < 0,05$). Média ± Erro Padrão.

Prop= Propriedade

Para a Propriedades 1, na comparação dos valores de turbidez entre Caixa e Torneira houve uma diminuição significativa na Torneira no mês de Novembro/2017 (Tabela 2). Na comparação entre Caixa, bem como entre Torneira ao longo dos meses, houve uma diminuição significativa desta variável no mês de Dezembro/2017. Nas Propriedade 2 e 3, na comparação dos valores de turbidez entre Caixa e Torneira apresentou um aumento significativo na Torneira no mês de Novembro/2017 e Setembro, Outubro e Novembro/2017, respectivamente. Na comparação entre Caixa, bem como entre Torneira ao longo dos meses, houve uma diminuição significativa desta variável no mês de Novembro/2017 na propriedade 2 e a partir do mês de Outubro/2017, na propriedade 3. De acordo com o Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5 (BRASIL, 2017), o valor máximo permitido para esta variável é 5 uT. Deste modo, verifica-se que a Propriedade 1 e a Propriedade 3 apresentaram-se em desconformidade com a legislação vigente.

Tabela 2 - Média dos valores obtidos para turbidez (uT) nos meses amostrados.

Meses		Prop 1	Prop 2	Prop 3
Set/2017	Caixa	10,43 ± 0,34 ^{aA}	0,97 ± 0,13 ^{aA}	6,40 ± 0,20 ^{bA}
	Torneira	11,33 ± 0,30 ^{aA}	0,95 ± 0,08 ^{aB}	10,77 ± 0,22 ^{aA}
Out/2017	Caixa	10,47 ± 0,34 ^{aA}	0,08 ± 0,02 ^{aC}	4,53 ± 0,03 ^{bB}
	Torneira	11,13 ± 0,07 ^{aA}	0,19 ± 0,14 ^{aC}	6,83 ± 0,07 ^{aB}
Nov/2017	Caixa	10,57 ± 0,23 ^{bA}	0,36 ± 0,10 ^{bB}	4,30 ± 0,29 ^{bB}
	Torneira	7,83 ± 0,12 ^{aB}	2,19 ± 0,52 ^{aA}	7,17 ± 0,15 ^{aB}
Dez/2017	Caixa	3,60 ± 0,06 ^{aC}	0,81 ± 0,00 ^{aAD}	1,55 ± 0,13 ^{aC}
	Torneira	3,33 ± 0,15 ^{aD}	0,67 ± 0,00 ^{aB}	1,67 ± 0,16 ^{aC}
Jan/2018	Caixa	10,27 ± 0,03 ^{aA}	0,35 ± 0,01 ^{aB}	0,66 ± 0,02 ^{aD}
	Torneira	11,47 ± 0,23 ^{aA}	0,81 ± 0,00 ^{aB}	0,36 ± 0,00 ^{aD}
Fev/2018	Caixa	7,93 ± 0,43 ^{aB}	0,56 ± 0,10 ^{aBD}	0,72 ± 0,04 ^{aD}
	Torneira	8,53 ± 0,85 ^{aC}	0,60 ± 0,11 ^{aB}	0,54 ± 0,22 ^{aD}
Mar/2018	Caixa	10,27 ± 0,03 ^{aA}	0,35 ± 0,01 ^{aB}	0,66 ± 0,02 ^{aD}
Set/2017	Torneira	11,47 ± 0,23 ^{aA}	0,81 ± 0,00 ^{aB}	0,81 ± 0,00 ^{aD}

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Na Propriedade 1, na comparação dos valores de pH entre Caixa e Torneira houve um aumento significativa na torneira no meses de Novembro e Dezembro/2017 (Tabela 3). Na comparação entre Caixa, houve uma diminuição significativa desta variável no mês de Outubro/2017. Já na comparação entre Torneira, houve um aumento significativo desta variável no mês de Novembro/2017. Para as Propriedades 2 e 3, na comparação dos valores de pH entre Caixa e Torneira houve diminuição significativa na Torneira no meses de Outubro/2017 e Janeiro/2017 e, Dezembro/2017, respectivamente. Na comparação entre Caixa, bem como entre Torneira ao longo dos meses, houve uma diminuição significativa desta variável no mês de Novembro/2017 na Propriedade 2 e no mês de Outubro/2017 na Propriedade 3. Os valores obtidos para a variável pH nas Propriedades 1, 2 e 3 encontraram-se dentro dos valores estabelecidos no Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5 (BRASIL, 2017), a qual recomenda que a água deve apresentar pH entre 6,0 a 9,5.

Tabela 3 - Média dos valores obtidos para pH nos meses amostrados.

Meses		Prop 1	Prop 2	Prop 3
Set/2017	Caixa	6,77 ± 0,03 ^{aA}	8,47 ± 0,03 ^{aA}	6,73 ± 0,03 ^{bA}
	Torneira	6,67 ± 0,03 ^{aB}	8,13 ± 0,07 ^{bA}	7,34 ± 0,07 ^{aA}
Out/2017	Caixa	6,33 ± 0,13 ^{aBC}	8,30 ± 0,10 ^{aAB}	6,37 ± 0,07 ^{bD}
	Torneira	6,40 ± 0,10 ^{aBC}	6,73 ± 0,03 ^{bC}	7,00 ± 0,06 ^{aCD}
Nov/2017	Caixa	6,13 ± 0,12 ^{bBC}	7,33 ± 0,03 ^{aC}	7,00 ± 0,06 ^{aBC}
	Torneira	7,47 ± 0,03 ^{aA}	7,33 ± 0,03 ^{aB}	7,27 ± 0,12 ^{aAD}
Dez/2017	Caixa	6,17 ± 0,03 ^{bBC}	7,00 ± 0,12 ^{aC}	8,10 ± 0,06 ^{aA}
	Torneira	6,70 ± 0,06 ^{aB}	6,97 ± 0,03 ^{aC}	6,83 ± 0,09 ^{bC}
Jan/2018	Caixa	6,40 ± 0,06 ^{aAC}	7,97 ± 0,03 ^{aB}	6,50 ± 0,06 ^{bD}
	Torneira	6,23 ± 0,03 ^{aC}	7,40 ± 0,06 ^{bB}	7,37 ± 0,03 ^{aAC}
Fev/2018	Caixa	6,13 ± 0,09 ^{aBC}	7,97 ± 0,09 ^{aB}	7,13 ± 0,07 ^{aB}
	Torneira	6,13 ± 0,12 ^{aD}	8,07 ± 0,09 ^{aA}	7,20 ± 0,12 ^{aAC}
Mar/2018	Caixa	6,27 ± 0,03 ^{aBC}	8,10 ± 0,06 ^{aB}	7,07 ± 0,07 ^{aB}
	Torneira	6,17 ± 0,09 ^{aCD}	8,17 ± 0,07 ^{aA}	7,07 ± 0,03 ^{aAC}

Os valores do íon fluoreto encontrados na água das propriedades rurais durante todos os meses amostrados, apresentaram-se abaixo do limite de detecção do método utilizado (<LOD), com exceção a Propriedade 2 na Torneira no mês de Janeiro/2018, o qual apresentou uma média 0,068±0,37. O limite de detecção do método utilizado para a avaliação desta variável é de 0,02 mg/L. De acordo com o Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5 (BRASIL, 2017), o valor máximo permitido (VMP) para o íon fluoreto é de 1,5 mg/L. Assim, verifica-se que todos os pontos amostrais encontraram-se em conformidade com a legislação vigente durante todo o período de monitorado.

Os resultados obtidos para o nitrito durante os sete meses de monitoramento apresentaram médias para as Caixas de 0,0002 a 0,0020 mg/L e para as Torneiras de 0,0001 a 0,0020 mg/L. Pode-se observar que os valores estão abaixo do limite de detecção do método (<LOD) o qual é de 0,01 a 0,1 mg/L (APHA, 2012). De acordo com o Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5 de 28/09/2017, o VMP para o nitrito é de 1 mg/L. Deste modo, os valores apresentaram-se em conformidade com a legislação vigente.

4. Conclusão

Durante o período de monitoramento das três propriedades rurais, as variáveis dureza total, fluoreto, pH e nitrito apresentaram-se dentro dos padrões estabelecidos no Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017, estando aptas para o consumo humano. A variável turbidez em algum dado momento ou em determinada propriedade apresentou-se superior aos valores máximos estabelecidos na referida portaria, assim interferindo na potabilidade. Através das comparações dos resultados das análises físico-químicas e microbiológicas entre as caixas e as torneiras de cada Propriedade, pode ser verificada em algum momento ou propriedade diferenças estatísticas entre a Caixa e a Torneira das propriedades. As diferenças verificadas podem estar relacionadas a problemas de manutenção dos encanamentos como rachaduras, tubulações antigas, dentre outros. Já as diferenças dos valores encontrados somente para caixas ou torneiras durante todo o período amostral pode ter ocorrido devido à sazonalidade. Assim, através dos resultados das análises físico-químicas da água, pode-se considerar-se estas águas potáveis aptas para o consumo humano.

5. Referências

ANA. Agência Nacional de Águas. **Comitês de Bacia Hidrográfica**. 2019. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/gestao-da-agua/sistema-de-gerenciamiento-de-recursos-hidricos/comites-de-bacia-hidrografica>>. Acesso em: 06 maio 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.

APHA. **Standard Methods for the Examination of water and wastewater**. 22 nd edition. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation. Edited by: Eugene W. Rice Rodger B. Baird, Andrew D. Eaton, Lenore S. Clesceri. 2012.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília: MS, 2006. 212 p. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2019.

BRASIL. Portaria da Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, p. 825, 2017.

PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T.F. Saneamento e Saúde Pública: Integrando Homem e Ambiente. **Saneamento, Saúde e Ambiente**. 2. ed. São Paulo: Manole, 2005. p. 842.

DETERMINAÇÃO DE ATRAZINA EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS UTILIZADAS PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO NA REGIÃO DAS MISSÕES/RS

**Jaqueline Luana Caye¹, Jaíne Gabriela Frank², Liziará Cabrera³, Iara Endruweit Battisti⁴,
Alcione Aparecida de Almeida Alves⁵**

^{1,2} Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), E-mail: jaquelinecay@yahoo.com.br

³ Professora Doutora do curso de Química, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS)

⁴ Professora Doutora do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), co-orientadora

⁵ Professora Doutora do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), orientadora

1. Introdução

A extensa área disponível para plantio no Brasil faz com que o país, desde 2008, seja o maior consumidor de agrotóxicos do mundo (PIGNATI et al., 2017). Neste quesito, em 2017, o Rio Grande do Sul ocupou o 3º lugar dos estados brasileiros que mais fizeram uso de agrotóxicos (IBAMA, 2018). Ainda, a Região Noroeste do estado, onde está localizada a Região das Missões, é a localidade com maior índice de consumo de agrotóxicos do estado, visto que nesta região as principais atividades econômicas desenvolvidas estão relacionadas ao uso intensivo do solo, principalmente com a agricultura, notabilizando-se as culturas de soja, trigo e milho (PEREIRA, 2014).

Porém, quando os agrotóxicos são introduzidos no ambiente, uma grande parcela que é aplicada não atinge o alvo e acaba se dispersando para outros compartimentos ambientais, deste modo, a presença de agrotóxicos em manancial hídrico é muito comum, principalmente quando estes são encontrados próximos de regiões agrícolas que aplicam continuamente estes compostos (MARTINI et al., 2012; MUNÓZ, 2000).

Portanto, o objetivo deste trabalho é consistiu em determinar e quantificar o agrotóxico atrazina em poços de captação de águas subterrâneas utilizadas para abastecimento público por meio da técnica analítica em HPLC-MS na Região das Missões/RS. Este ingrediente ativo foi escolhido para estudo visto que fica entre os 10 mais vendidos e utilizados no estado (IBAMA, 2018).

2. Materiais e métodos

A Região das Missões localizada no noroeste do estado do Rio Grande do Sul é composta por 26 municípios e apresenta uma população de 302.961 habitantes. A região é essencialmente agrícola, sendo que 84,68 % da área refere-se a estabelecimentos agropecuários (IBGE, 2017).

Para a determinação de resíduos do agrotóxico Atrazina, foi realizada a coleta de uma amostra de água subterrânea em cada município, nas estações de verão e outono, selecionando-se o poço de captação que atendesse a maior população da zona rural. As coletas foram feitas em frascos âmbar de 1 L, limpos com Extran 5 %. Estes frascos foram acondicionados em caixas térmicas e posteriormente

encaminhados para o Laboratório de Química Instrumental da Universidade Federal da Fronteira Sul, *campus* Cerro Largo, RS.

O preparo de amostras se baseou na técnica de Extração em Fase Sólida (SPE), esta consiste em realizar a filtração a vácuo de 250 mL da amostra utilizando-se uma membrana de acetato de celulose de 0,45 μm . Acidificou-se a amostra com a adição de ácido fosfórico 50 %, até que a mesma atingisse um pH próximo a 3. Após, utilizou-se o sistema SPE *vacuum* Manifold, onde foram inseridos cartuchos Chromabond C₁₈ de 500 mg, com capacidade para 3 mL. Para condicionamento utilizou-se 3 mL de metanol (0,3 % ácido acético) e 3 mL de água ultrapura acidificada em pH 3. Posteriormente, os 250 mL da amostra são percolados a uma vazão de 10 mL min⁻¹ pelo cartucho, de modo a promover a adsorção dos compostos de interesse. Os analitos foram eluídos com duas alíquotas de 1 mL de metanol. Após extração as amostras foram encaminhadas para análise. As determinações de agrotóxicos foram feitas utilizando-se a Cromatografia Líquida de Alta Eficiência Acoplada a Espectrometria de Massas (HPLC-MS). A separação cromatográfica foi realizada em uma coluna analítica Varian® com C18 (50 mm x 2,0 mm d.i. x 2,8 μm). A temperatura do forno da coluna foi de 30 °C e a fase móvel foi composta por: água ultrapura (A) e metanol (B), ambos com ácido fórmico 0,1 % e formiato de amônia 5 mmol L⁻¹. A eluição da fase móvel foi realizada em gradiente a uma vazão de 0,1 mL min⁻¹. O tempo total de corrida foi de 13 min.

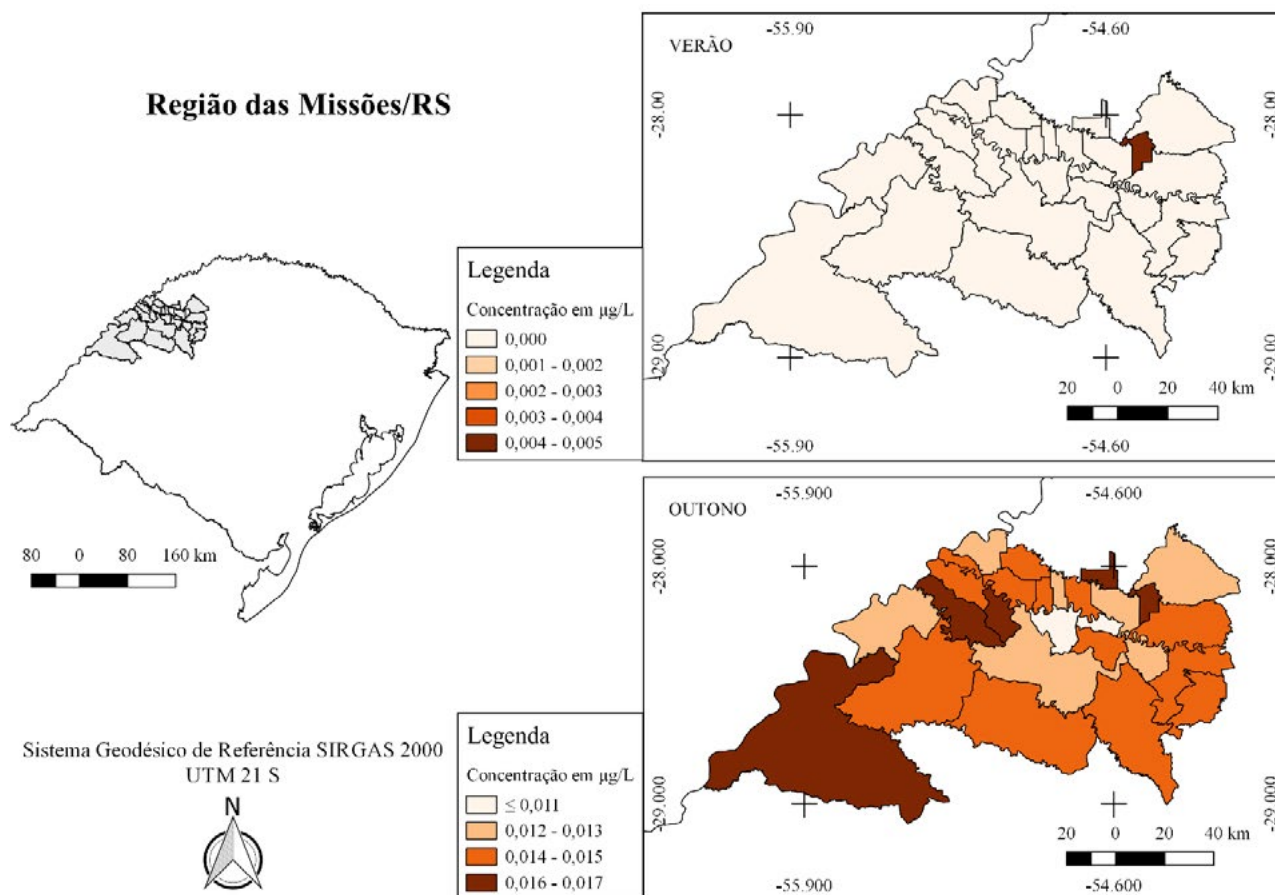
3. Resultados e discussão

Como a Região das Missões apresenta um solo fértil e clima apropriado, a economia é alicerçada, principalmente, no desenvolvimento agrícola, voltado às culturas de soja, trigo e milho, que possuem um alto nível de produtividade com área colhida de 598.051 ha, 171.950 ha e 53.530 ha, respectivamente (IBGE, 2016). Neste sentido, como a atrazina é um dos principais herbicidas utilizados no controle de plantas daninhas de folhas largas, especialmente em culturas de milho, cana-de-açúcar e sorgo, o uso dela é realizado em larga escala, tanto na pré-emergência como na pós-emergência precoce (LIU et al., 2015; MARTINS et al., 2014). Além disso, é possível observar que este composto é também utilizado em culturas não recomendadas pela ANVISA, como a soja e o trigo (ANVISA, 2019).

A atrazina é um herbicida que possui as seguintes propriedades: massa molecular de 215,7 g mol⁻¹, sendo considerada uma base fraca (pKa~1,7), com grau de volatilização, expresso em pressão de vapor, igual a 4x10⁻⁵ Pa (a 20 °C). Apresenta solubilidade moderada em água de 33 mg L⁻¹ (a 20 °C), que está vinculada à sua baixa polaridade (log K_{ow} de 2,2-2,7). Este herbicida é altamente persistente nos solos, é moderadamente adsorvido às partículas do solo e tem meia vida de 60 a 100 dias (MARTINS et al., 2014; OLIVEIRA, 2015). Verifica-se, portanto, que devido a essas propriedades físico-químicas, esse herbicida é classificado pelo critério de GUS como um potencial contaminante de águas superficiais e subterrâneas (VIEIRA et al., 2017).

De acordo com a Portaria de Consolidação N^o 05 / 2017 do Ministério da Saúde, que estabelece os padrões de potabilidade para águas de consumo humano, as concentrações de atrazina detectadas nos municípios da Região das Missões/RS não se encontram acima do limite máximo permitido por esta legislação (2 $\mu\text{g L}^{-1}$). Neste estudo, na estação do verão, a atrazina esteve presente somente em uma amostra, enquanto na estação do outono ela foi quantificada acima do limite de quantificação (LQ) em 100 % das amostras, cujas concentrações variaram de 0,011 a 0,017 $\mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 1).

Figura 1 - Mapa da concentração de atrazina nas estações do verão e outono na Região das Missões/RS, 2019.



Fonte: Elaborado pelos autores, 2019.

Esta diferença de quantificação do composto entre as estações pode ser explicada devido a mobilidade destes compostos ser influenciada pelas condições climáticas como índice pluviométrico e temperatura, bem como as características intrínsecas do solo (MARTINS et al., 2014).

Com relação às precipitações, o estado do Rio Grande do Sul apresenta distribuição relativamente equilibrada de chuvas ao longo do ano. Porém observou-se um volume maior de chuvas durante o período de coleta realizada no outono, com média de 56,3 mm, em vista do período de coleta do verão, com média de 26,3 mm (INMET, 2019). Desta forma, a moderada solubilidade da atrazina em água permite, durante as chuvas, sua dissolução e, conseqüentemente, maior lixiviação pelas camadas do solo, o que contribui para sua detecção em águas de poços de regiões próximas às culturas tratadas com essa substância (BAIRD; CANN, 2011). Por esse motivo, verificou-se maiores concentrações de atrazina no outono em decorrência da maior precipitação registrada, mesmo não sendo o período de maior aplicação do composto e, menores concentrações de atrazina na estação do verão, em períodos de menor precipitação.

Armas et al. (2007), também observaram a influência do índice pluviométrico sobre a ocorrência de atrazina em águas, onde a ocorrência de níveis mais elevados foi observada em amostras de água coletadas em período coincidente com o período inicial de chuvas, mas não necessariamente com o período de maior aplicação. Além disso, os meses de fevereiro e março, que

compreendem parte do período de plantio, não apresentaram níveis quantitativos de resíduos de herbicidas em amostras de água.

A temperatura do ambiente também possui influência direta sobre a taxa de degradação de atrazina, que no verão é maior em função da maior intensidade de radiação solar (BARCELLOS, 2016). Esse fato é verificado em função da média da intensidade de radiação solar na estação do verão ($6,246 \text{ kWh m}^{-2}$) ser superior à média da radiação solar do outono ($3,588 \text{ kWh m}^{-2}$) no Rio Grande do Sul (HAAG, 2018). Esta afirmativa corrobora o estudo de Barcellos (2016) onde se concluiu que nos períodos de radiação mais intensa, como no período de primavera/verão, foi observada uma alta porcentagem de degradação de atrazina exposta diretamente à radiação solar (91,1 %) em relação ao período de menor radiação solar.

Pertinente ao solo, a atrazina persiste neste compartimento por poucos meses, pois é degradada por microrganismos. Alguns estudos têm observado que, em solos com histórico de aplicação de atrazina, a degradação deste herbicida é mais rápida que em solos sem histórico de aplicação (GETENGA et al., 2009; JABLONOWSKI et al., 2010). Este fenômeno indica que repetidas aplicações selecionam microrganismos capazes de degradar eficientemente a atrazina, utilizando-a como fonte de energia e/ou nutrientes (OLIVEIRA, 2015).

Portanto, a ausência de atrazina na estação do verão é referida pelo baixo índice pluviométrico, que promove o retardamento da substância em atingir mananciais subterrâneos, permanecendo adsorvido ao solo sob atuação de microrganismos, atrelado, ainda a intensa radiação solar que promove a sua degradação.

4. Conclusão

Considerando-se as atividades agrícolas exercidas na Região das Missões/RS, os dados de monitoramento de agrotóxicos em água figuram grande importância, pelo fato desta região ter sua economia baseada na produção de grãos. Assim o estudo permitiu detectar o agrotóxico atrazina em apenas um município da Região das Missões/RS, na estação do verão. Em contrapartida, na estação do outono, a atrazina foi detectada em todos os municípios, porém, nenhuma amostra apresentou concentração acima do limite máximo de resíduos estabelecido pela Portaria de Consolidação N° 05 / 2017 do MS.

Análises de agrotóxicos em águas de consumo humano nos municípios estudados são inexistentes até o presente momento, caracterizando este estudo como pioneiro. Portanto, ressalta-se que estes estudos devem ser continuados ao longo do tempo e em diferentes estações.

Agradecimentos: Edital Universal MCTIC/CNPq n.º 28/2018.

5. Referências

ANVISA. **Índice Monográfico**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/documents/111215/117782/a14.pdf/76773817-be41-4334-9846-77bd559f9e80>> Acesso em: 27 jul. 2019.

ARMAS, E. D. et al. Diagnóstico espaço-temporal da ocorrência de herbicidas nas águas superficiais e sedimentos do Rio Corumbataí e principais afluentes. **Revista Química Nova**, v. 30, n. 5, São Paulo, p. 1119-1127, 2007.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

BAIRD, C.; CANN, M. **Química ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011.

BARCELLOS, P. S. **Degradação e transformação da atrazina em solução aquosa e com ácido húmico sob ação da radiação solar**. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais, Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2016.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação Nº 05**, de 28 de setembro de 2017. Brasília, DF, 2017.

VIEIRA, M. G. et al. Avaliação da contaminação por agrotóxicos em mananciais de municípios da região sudoeste do Paraná. **Revista Virtual de Química**, publicado na web, v. 9, n. 5, *no prelo*, ago. 2017.

GETENGA, Z.; DÖRFLER, U.; IWOBI, A.; SCHMID, M.; SCHROLL, R. Atrazine and terbuthylazine mineralization by an *Arthrobacter* sp. isolated from a sugarcane-cultivated soil in Kenya. **Chemosphere**, n. 77, 534-539, 2009.

HAAG, R. (Coord.). **Atlas solar do Rio Grande do Sul**. 1 ed. Porto Alegre: UERGS, 2018.

IBAMA. **Relatórios de comercialização de agrotóxicos**. Disponível em: <<http://ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 31 ago. 2018.

IBGE, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Cidades**. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/panorama>>. Acesso em: 04 jan. 2019.

IBGE, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Produção agrícola municipal – PAM**. 2016. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 05 dez. 2018.

INMET. **Estações Convencionais**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesConvencionais>>. Acesso em 25 set. 2019.

JABLONOWSKI, N. D.; HAMACHER, G.; MARTINAZZO, R.; LANGEN, U.; KÖPPCHEN, S.; HOFMANN, D.; BURAUDEL, P. Metabolism and persistence of atrazine in several field soils with different atrazine application histories. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, n. 58, 12869-12877, 2010

LIU, N.; CHARRUA, A. B.; WENG, C. H.; YUAN, X.; DING, F. Characterization of biochars derived from agriculture wastes and their adsorptive removal of atrazine from aqueous solution: A comparative study. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 55-62, 2015.

MARTINI, L. F. D. et al. Risco de contaminação das águas de superfície e subterrâneas por agrotóxicos recomendados para a cultura de arroz irrigado. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 10, p. 1715-1721, out. 2012.

MARTINS, C. X. et al. Análise de atrazina em amostras de água e solo por cromatografia gasosa (GC-ECD). **Bioenergia em revista: diálogos**, v. 3, n. 1, p. 128-138, jan./jun. 2014.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

MUNÓZ, H. R. **Interfaces da gestão de recursos hídricos**. Desafios da lei das águas em 1997. Ministério do Meio Ambiente, 2ª edição, mai. 2000.

OLIVEIRA, G. W. **Aspectos do comportamento da atrazina no solo e potenciais efeitos ambientais**. Trabalho de Conclusão de Curso - Agronomia, Universidade Federal da Fronteira Sul, Cerro Largo/RS, 2015.

PEREIRA, J. P. **Espacialização do uso de agrotóxicos por região de saúde no RS**. 2014. 121 p. Monografia - Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2014.

PIGNATI, W. A. et al. Distribuição espacial do uso de agrotóxicos no Brasil: uma ferramenta para a vigilância em saúde. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 22, n. 10, p. 3281-3293, 2017.

ANÁLISE QUALIDADE DA ÁGUA DA ÁREA ALAGADIÇA DA UNIPAMPA DO CAMPUS CAÇAPAVA DO SUL

**Gabriel Lopes Rezende Reis¹, Cátia Madiana Schmengler², Leticia Rocha Soares³,
Maria Eliana Barreto Druzian⁴, Maria Amélia Zazycki⁵**

^{1,2,3,4} Graduando em Engenharia Ambiental e Sanitária, UNIPAMPA.

E-mail: gabriellozendeis@yahoo.com.br

⁵ Doutoranda em Engenharia Química e Professora Substituta, UNIPAMPA.

1. Introdução

A água é a fonte mais rica que um ser humano pode ter na crosta terrestre, essa riqueza ocupa exatamente 70% da mesma. É um recurso natural indispensável para a continuação da vida, não só por suas riquezas, mas sim porque nenhum outro recurso metabólico ocorre sem sua ação direta ou indireta. Tendo em vista que sua presença no ambiente esteja em quantidade e qualidade correta para seu devido uso (ESTEVEZ, 1998; BRAGA et al., 2002).

Consideravelmente observou-se um crescimento populacional desordenado, devido ao aumento gradativo da demanda contínua de condições de contaminação do meio ambiente e dos mananciais, um incidente que ainda mais frequentes em grandes centros urbanos (ANA, et al., 2005).

A demanda de água, seus aspectos receptivos de qualidade de nossos recursos hídricos, deve ser feito com frequência, possivelmente diário e feito com total rispidez. Feito isso, deve-se analisar a qualidade da água em alguns parâmetros, como o físico e químicos, pH, temperatura, e demanda química de oxigênio. (D.Q.O), oxigênio dissolvido (O.D) e demanda bioquímica de oxigênio, (D.B.O), e os tipos de toxicológicos em ambiente aquoso, por meio de parâmetros que agravam a vida do meio ambiente.

A área escolhida para estudo é uma região alagadiça que se encontra atrás de uma universidade, Universidade Federal do Pampa, Caçapava do sul, Brasil. É uma região onde é diariamente despejado esgoto oriundo da instituição. A área contém uma grande quantidade de matéria orgânica ao seu redor e há também fauna da região, como roedores, insetos e aves. O objetivo da realização do trabalho é realizar análises laboratoriais da água do local para obter resultados possibilitando a classificação da água e concluir qual é o tratamento necessário desta água, para que ela possa ser utilizada para o consumo humano.

2. Materiais e métodos

Para a realização do trabalho foram realizadas coletas em três diferentes pontos da área alagada da UNIPAMPA campus Caçapava do Sul, Figura 1. Em cada ponto foram coletados quatro litros de água. Onde posteriormente foram analisados os nove parâmetros de água.

Pontos de coleta - Mapa de localização

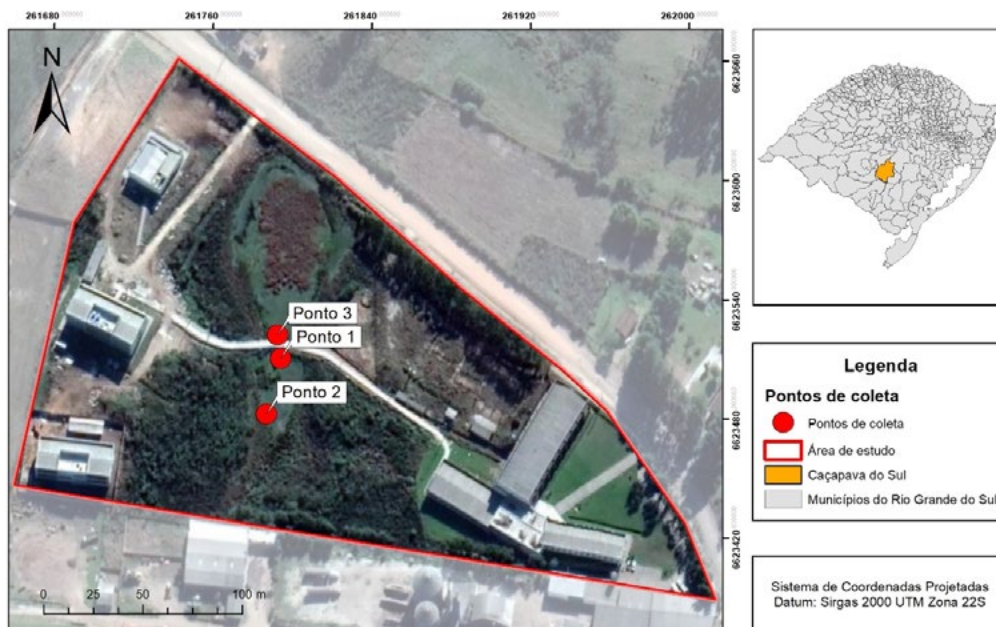


Figura 1: Pontos de coleta. Fonte: Google Maps

O trabalho visa na análise do índice de qualidade de água (IQA) nos três pontos de coleta de água, para saber a qualidade da água bruta analisada e qual seria o tratamento necessário para que esta água estivesse dentro dos padrões para consumo humano. Este índice consiste em analisar os nove parâmetros com os três pontos. Os parâmetros são: sólidos totais, turbidez, temperatura, fosfato, nitrato, DBO, pH, coliformes termotolerantes e OD.

Os parâmetros utilizados são usados na conta de índice de qualidade da água (IQA). Para a realização da conta cada parâmetro apresenta um peso, mostrado na Tabela 1. E o cálculo se dá pela fórmula apresentada na Figura 2.

Parâmetros	Pesos
Sólidos totais	0,08
Turbidez	0,08
Temperatura	0,10
Fosfato	0,10
Nitrato	0,10
DBO	0,10
pH	0,12
Coliformes termotolerantes	0,15
OD	0,17

Tabela 1: Pesos e parâmetros do índice de qualidade de água

$$IQA = \prod_{i=1}^n qi^{wi}$$

Figura 2: Fórmula do cálculo do IQA

Onde:

IQA: índice de qualidade de água;

wi: peso do parâmetro i;

qi: pontos recebidos pelo parâmetro i;

n: número de parâmetros

Para a obtenção da temperatura foi utilizado um termômetro e as medições foram realizadas no local da coleta, juntamente com a coleta da água dos pontos. Para a obtenção dos parâmetros turbidez, pH e condutividade, logo após da coleta das amostras, foram analisados no laboratório esses parâmetros com o auxílio do turbidímetro, phmetro e condutivímetro.

Para encontrar os parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), foram pegos 250 mililitros (ml) de amostra de cada ponto, onde cada amostra foi posta em um frasco de laboratório de 250 ml e adicionou-se 2 ml de sulfato de manganês ($MnSO_4$) de 50% e 2 ml de iodeto alcalino com azida de sódio em cada amostra. Após a titulação foi encontrado o oxigênio dissolvido dos três pontos. Para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), foi realizado de acordo com a adaptação do estudo de MENDONÇA (2015).

Para o parâmetro de coliformes termotolerantes, utilizou o método de OLIVEIRA (2015). Para encontrar os sólidos totais das amostras foram utilizados 20 ml de cada amostra que foram postas em estufa a 50°C até a água das amostras secarem, após foram pesados os sólidos totais encontrados em cada amostra.

Para o parâmetro do nitrogênio foi calculado o nitrato das amostras, foi utilizado 100 ml de amostra de cada ponto e 1 ml de ácido clorídrico para cada amostra. As amostras foram postas no UV-visível com o comprimento de onda de 205 nm. Os dados obtidos foram postos na equação da reta do nitrato: $y=0,1379x + 0,0415$.

Para a obtenção do fósforo, as amostras foram postas no UV-visível, após esses dados obtidos foram utilizados no cálculo:

$$0,544 - 1,3 \times 10^{-3} \text{ mol PO}_4^{-2}$$

Valor encontrado - X1

Após a realização das contas, a água bruta analisada é classificada em uma das cinco categorias de qualidade da água vistas na Figura 3.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Categoria de Resultados	ÓTIMA/ EXCELENTE	BOA	RAZOÁVEL/ MÉDIO	RUIM	PÉSSIMA/MUITO RUIM
IQA - AL, MG, MT, PR, RJ, RN, RS	100 ≥ IQA ≥ 91	90 > IQA ≥ 71	70 > IQA ≥ 51	50 > IQA ≥ 26	25 > IQA ≥ 0
IQA - BA, CE, ES, GO, MS, PB, PE, SP	100 ≥ IQA ≥ 80	79 ≥ IQA ≥ 52	51 ≥ IQA ≥ 37	36 ≥ IQA ≥ 20	19 ≥ IQA ≥ 0
Significado	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público.			Águas impróprias para tratamento convencional visando abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados.	

Fonte: ANA (2014).

Figura 3: Classificação das categorias do IQA

3. Resultados e discussão

Após as análises de qualidade de água realizadas no laboratório, obteve os seguintes dados apresentados na tabela 2.

Tabela 2: Resultados das análises da água

Análises	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Fosforo mg/l	9,31E+01	1,18E+00	2,04E+01
Nitrato mg/l	5,22	6,04	4,96
Turbidez	13,3	18	13,1
Temperatura (C°)	21	24	19
pH	6,34	5,77	6,72
Condutividade(μs/m)	194,5	193,7	188,9
DBO (mg/l)	14	13,6	16,8
Sólidos Totais	0	0	0,01
Coliformes	1	1,92	2,3
OD (mg/l)	6,4	7,2	7,6

Fonte: Autores

De acordo com a resolução do Conama 357/2005, os valores permitidos de fósforo presente em água são do máximo de 0,025 mg/l e nenhuma das amostras está dentro dos valores permitidos, todas se encontram acima.

Alguns dos parâmetros de qualidade de água estão dentro do estabelecido com as normas brasileiras de qualidade de água. De acordo com a Portaria nº 2.914 do MS, a quantidade de nitrato aceita em água é de até 10mg/l e todas as amostras estão dentro do limite, o valor mais alto encontrado foi de 5,22 mg/l.

Os valores de turbidez foram extrapolados com o que é permitido pelas normas brasileiras, o valor máximo é de 5% encontrado no artigo 30 da 2.914, e todos os valores encontrados ultrapassam o mesmo.

Os valores de temperatura estão dentro das normas da Portaria 2.914 devido serem em média 15° C. Os valores de PH recomenda-se que esteja entre 6 a 9,5 e duas das amostras ficaram dentro do parâmetro, sendo elas a 1 e a 3.

Os valores de condutividades também estão dentro das normas, é recomendado que os valores sejam menores que 200($\mu\text{s}/\text{cm}$) e é possível observar em todas as amostras que os valores estão dentro do estabelecido, pois o maior valor apresentado foi de 194,5.

Os valores da DBO encontrados nas amostras não estão dentro dos limites propostos, de acordo com o Ministério da saúde, a quantidade de DBO em água deve variar de 1 a 10 mg/l e nas amostras analisadas todos os valores foram maiores que 10. Os parâmetros de sólidos totais não foram comparados com a legislação devido nenhuma das amostras apresentar valores.

De acordo com a Resolução nº 357/05 do CONAMA os valores para OD não devem ser inferiores do que 6 mg/l e em todas as amostras estudadas obteve-se um valor maior apresentado sendo o menor valor de 6,4 mg/l que foi observado na amostra 1.

Após os cálculos de índice de qualidade da água (IQA) explicados anteriormente, Figura 2, os valores encontrados estão presentes na Tabela 3.

Tabela 3: Tabela de índice de qualidade da água (IQA)

Pontos	IQA
Ponto 1	11,49960344
Ponto 2	13,33784034
Ponto 3	12,95028442

Fonte: Autores

De acordo com os valores obtidos, pode se relacionar os mesmos com o padrão de qualidade da água analisada (Figura 3), todos os pontos coletados são classificados de acordo com seus IQA e todos encontram como sendo de péssimo ou muito ruim.

4. Conclusão

Após as análises realizadas, pode-se identificar que a água coletada está classificada como ruim/péssimo, devido aos seus valores de Índice de qualidade da água (IQA). Alguns parâmetros analisados obtiveram resultados positivos de acordo com a legislação, porém esta água deve receber tratamento avançado para atender ao consumo humano.

5. Referências

ANA. Água na medida certa: Hidrometria no Brasil, Agência Nacional das águas. Brasília: ANA, 2012.

Brasil. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html

ESTEVES F.A 1998. **Fundamentos de Limnologia**. Inter ciência, Rio de Janeiro. 602 pp.

TUCCI, C.E.M. Modelos hidrológicos. Porto Alegre: Ed da Universidade /UFRGS/ ABRH. 1998 pp.

OLIVEIRA A. M. S. et al, (Coord.) **Análise geoquímica ambiental da Reserva da Biosfera Do Cinturão Verde de São Paulo e Da Bacia de Guarapiranga**. 2012

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

OLIVEIRA, Ana Julia Fernandes Cardoso de et al. Determinação de coliformes na água e no tecido mole das ostras extraídas em Cananéia, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 111-118, 2015.

MENDONÇA, Henrique Vieira de et al. Sistemas Alagados Construídos em Batelada: remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio e regulação de pH no tratamento de efluentes de laticínios. **Revista Ambiente & Água**, v. 10, n. 2, p. 442-453, 2015.

RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

REMEDIÇÃO SUSTENTÁVEL: A NOVA TENDÊNCIA NO GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Adeli Beatriz Braun¹, Adan William da Silva Trentin², Caroline Visentin³, Antônio Thomé⁴

^{1,2,3} *Doutorandos do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo. Grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental. E-mail: adelibeatrizbraun@hotmail.com*

⁴ *Professor do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo. Grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental.*

1. Introdução

A abordagem tradicional para o gerenciamento de locais contaminados é baseada quase exclusivamente no risco, tempo, custo e eficiência da descontaminação, muitas vezes provocando remediação exaustiva (Harclerode et al., 2015). Dentro da evolução no campo da remediação, esta abordagem foi substituída por conceitos de gestão sustentável para restauração de terras e solos degradados, sendo que, o foco mais recente neste contexto tem sido a disseminação e incorporação do termo “remediação sustentável”.

A remediação sustentável traz uma nova abordagem dentro do manejo de áreas contaminadas, em comparação àquela tradicionalmente considerada até então na remediação ambiental. A remediação sustentável reflete a percepção de que as atividades de remediação podem gerar impactos ambientais, sociais e econômicos, tanto positivos quanto negativos, e portanto, possui o propósito de reduzir os impactos e maximizar os benefícios a longo prazo dos processos de remediação, buscando um equilíbrio entre estes (Cundy et al., 2013; Rizzo et al., 2016; O'Connor; Hou, 2018).

Normalmente, as definições de remediação sustentável, assim como os conceitos de desenvolvimento sustentável, são variáveis e complexas. Desta forma, entender a definição, o contexto e a aplicação da remediação sustentável são muito importantes, especialmente no contexto mais amplo do manejo de áreas contaminadas. Assim, este estudo objetivou apresentar e analisar o contexto geral dos principais conceitos, diretrizes, avanços e perspectivas sobre a remediação sustentável aplicada ao gerenciamento de áreas contaminadas em um contexto mundial.

2. Contextualização da inserção da sustentabilidade no gerenciamento de áreas contaminadas

Questões ambientais por um longo tempo não receberam a devida atenção. A contaminação do solo, da água e do ar, por atividades antropogênicas, afeta grandes locais ao redor do mundo, causando um rápido aumento nas cargas poluidoras em diferentes ambientes, aniquilando a capacidade do ambiente em absorver essas liberações, sem causar nenhum efeito adverso. Portanto, houve uma contaminação que não pôde mais ser corrigida apenas por processos naturais e exigiu a aplicação de tecnologias de remediação nesses locais (Van Liedekerke et al., 2014; Reddy; Adams, 2015).

Em geral, o fator mais importante na condução de um processo de remediação é o fato de que os locais contaminados podem trazer sérias consequências para a saúde humana e para o meio

ambiente. Então, por muitos anos, técnicas de remediação foram aplicadas levando em consideração apenas estes fatores. No entanto, começou-se a perceber que a implementação da tecnologia de remediação tem seus próprios impactos ambientais, econômicos e sociais, e que a remediação por si só não é sustentável (Forum, 2009; Favara; Gamlin, 2017). Neste sentido, a tomada de decisão e a abordagem sobre o gerenciamento de áreas contaminadas foram marcadas por algumas mudanças nos últimos anos: passando do foco nos custos, facilidade de implementação, disponibilidade e viabilidade de aplicação, tempo, eficiência de descontaminação, riscos, até a preocupação com a incorporação da sustentabilidade no contexto da remediação (Pollard et al., 2004; Rizzo et al., 2016).

3. Remediação Sustentável

A remediação sustentável já é considerada uma base essencial para a tomada de decisão dentro do gerenciamento de áreas contaminadas, evitando cada vez mais a possibilidade de gerar inconvenientes ao ecossistema e à saúde humana e contribuindo para soluções de curto e longo prazo (Reddy; Adams, 2015). Essencialmente, ela visa não simplesmente transferir o problema para outro meio, localização geográfica ou geração, ou focar apenas nos resultados de remoção, mas destaca uma avaliação de longo prazo dos riscos, impactos e benefícios ambientais, sociais e econômicos, e retorno desses locais para usos futuros (Pollard et al., 2004). Portanto, a remediação sustentável, conforme definido nas diretrizes atuais, implica a coordenação entre o consumo de recursos necessários para remediação e os benefícios alcançados em termos de viabilidade econômica, conservação de recursos naturais e biodiversidade, e melhoria da qualidade de vida em comunidades locais (Fórum, 2009; Slenders et al., 2017).

A remediação sustentável pode ser vista como um processo que promove o uso de práticas sustentáveis durante o projeto, aplicação e monitoramento de processos de remediação, a fim de equilibrar a viabilidade econômica, conservação de recursos naturais e biodiversidade e aumentar a qualidade de vida nas comunidades vizinhas (SuRF-UK, 2010). A importância da remediação sustentável é múltipla, mas geralmente está relacionada à garantia e gerenciamento efetivo dos riscos para proteger a saúde humana e o meio ambiente e incorporar as visões das partes interessadas, porque sempre haverá muitas entidades diretamente afetadas pelas atividades de remediação (Hou; Al -Tabbaa, 2014; Slenders et al., 2017). Além disso, a aceitação pública, medida pelo envolvimento e satisfação da comunidade, é um fator chave social que reflete o envolvimento de diferentes partes interessadas na remediação de locais contaminados (Song et al., 2018).

Nos últimos anos, um número considerável de abordagens, diretrizes, estruturas e estudos de caso foram publicados com foco no discurso da sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas. No ano de 2006 foi criado o fórum de remediação sustentável (*Sustainable Remediation Forum* – SuRF), que correspondeu a primeira coalização dedicada exclusivamente para a disseminação dos conceitos de remediação sustentável.

Além do SuRF, agências e organizações de vários países vêm desenvolvendo documentos e protocolos destinados à avaliação, orientação e aplicação prática de sustentabilidade em projetos de remediação. A sociedade americana de testes e materiais (*American Society of Testing and Materials* – ASTM) publicou um padrão internacional sobre remediação verde e sustentável em 2013 (ASTM, 2013). Da mesma forma, a organização internacional para padronização (*International Organization for Standardization* – ISO) desenvolveu uma norma internacional sobre remediação sustentável, a qual foi aprovada e publicada no ano de 2017, e que consolida o estado das práticas e abordagens da sustentabilidade no contexto da avaliação das opções de remediação (ISO, 2017).

3.1. Desafios e perspectivas na remediação sustentável

Algumas iniciativas em todo o mundo concentraram seus esforços na disseminação de abordagens sustentáveis para a gestão e remediação de áreas contaminadas, além de métodos, ferramentas e documentos orientativos para a sua aplicação. No entanto, ainda não existe nenhum método universalmente padronizado e aceito para avaliar o grau de sustentabilidade em relação às alternativas de remediação (Reddy; Adams, 2015; Ridsdale; Noble, 2016; Huysegoms; Cappuyns, 2017).

No que tange as ferramentas para selecionar alternativas sustentáveis, estas ainda apresentam diferenças significativas entre a avaliação dos aspectos ambientais, econômicos e sociais, favorecendo os aspectos ambientais. Além disso, dentro de cada categoria de indicadores, alguns recebem muito mais atenção, enquanto outros quase nunca são considerados. Também ocorre, muitas vezes, a impossibilidade de ajustar indicadores a diferentes características de cada local específico (Huysegoms; Cappuyns, 2017).

No mundo todo ainda há uma dificuldade em se adotar práticas sustentáveis nas mais diferentes áreas. É possível identificar que as principais economias globais estão mais interessadas em adotar a remediação sustentável. Países desenvolvidos possuem organizações e instituições dedicadas exclusivamente à introdução e difusão de conceitos de sustentabilidade e, portanto, são altas as taxas de conscientização e promoção de ações voltadas para a remediação sustentável. Já em países em desenvolvimento, aspectos culturais, sociais e econômicos, bem como a falta de políticas públicas voltadas à sustentabilidade, são fatores que exercem forte pressão na adoção de conceitos de remediação sustentável (Hou et al., 2016; Ridsdale; Noble, 2016; Diaz-Sarachaga et al., 2017).

Nesse contexto, a fim de superar os bloqueios da adoção de conceitos de remediação sustentável, e para garantir que eles não sejam mais vistos como atrasos, a remediação sustentável deve ser vista como uma nova maneira de pensar sobre o gerenciamento de locais contaminados. A academia, os governos e as indústrias precisam estar cientes de que integrar e avaliar variáveis ambientais, econômicas e sociais em um processo de remediação é um fator-chave na tomada de decisão, de modo que não sejam mais gerados inconvenientes sobre a saúde humana e o meio ambiente. Considerando esses aspectos, será um passo inicial para que a remediação sustentável continue avançando e seja aplicada de maneira crescente e mais eficiente.

4. Conclusão

De forma geral a remediação sustentável trouxe maior atenção aos efeitos adversos da remediação. Contudo, a inserção e disseminação dos seus conceitos dentro do gerenciamento de áreas contaminada é recente e ainda sofre algumas dificuldades quanto a completa aceitação. É importante destacar que a avaliação da sustentabilidade não visa atrasar os processos de remediação de áreas contaminadas, mas, ao contrário, a remediação sustentável contribui para soluções que levem em consideração os impactos e benefícios ambientais, econômicos e sociais. Nesse sentido, os contextos científicos, acadêmicos e práticos reforçam a tendência de que a sustentabilidade inserida na remediação é assunto de relevante interesse mundial, e sua abordagem vem crescendo gradativamente nos últimos anos.

5. Referências

ASTM - American Society for Testing and Materials. **Standard guide for integrating sustainable objectives into cleanup**. E2876-13. ASTM International, West Conshohocken, PA, 2013.

CUNDY, A. B.; BARDOS, R. P.; CHURCH, A.; PUSCHENREITER, M.; FRIESL-HANL, W.; MÜLLER, I.; NEU, S.; MENCH, M.; WITTERS, N.; VANGRONSVELD, J. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p.283-291, 2013.

DIAZ-SARACHAGA, J.M.; JATO-ESPINO, D.; CASTRO-FRESNO, D. Application of the Sustainable Infrastructure Rating System for Developing Countries (SIRSDEC) to a case study. **Environmental Science & Policy**, v. 69, p. 73-80, 2017.

FAVARA, P.; GAMLIN, J. Utilization of waste materials, non-refined materials, and renewable energy in in situ remediation and their sustainability benefits. **Journal of Environmental Management**, v. 204, p. 730-737, 2017.

FORUM, U.S. Sustainable remediation. Sustainable Remediation white paper-Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. **Remediation Journal**, v. 19, n. 3, p. 5-114, 2009.

HARCLERODE, M.A.; LAL, P.; MILLER, M.E. Quantifying Global Impacts to Society from the Consumption of Natural Resources during Environmental Remediation Activities. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, n. 3, p. 410-422, 2015.

HOU, D.; AL-TABBAA, A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 25-34, 2014.

HOU, D.; GUTHRIE, P.; RIGBY, M. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. **Journal of Environmental Management**, v. 15, n. 184, p. 18-26, 2016.

HUYSEGOMS, L.; CAPPUYNS, V. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 278-296, 2017.

ISO - International Organization for Standardization. 2017. **Soil Quality - Sustainable Remediation**. ISO 18504:2017. Disponível em: www.iso.org/standard/62688.html. Acessado em 25 de junho 2019.

O’CONNOR, D.; HOU, D. Targeting cleanups towards a more sustainable future. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 20, n. 2, p. 266-269, 2018.

POLLARD, S.J.T.; BROOKES, A.; EARL, N.; LOWE, J.; KEARNEY, T.; NATHANAIL, C.P. Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. **Science of The Total Environment**, v. 325, n. 1-3, p. 15-28, 2004.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

REDDY, K.R.; ADAMS, J.A. **Sustainable Remediation of Contaminated Sites**. New York: Momentum Press, LLC, 2015, 268 p.

RIDSDALE, D.R.; NOBLE, B.F. Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability principles. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 36-44, 2016.

RIZZO, E.; BARDOS, P.; PIZZOL, L.; CRITTO, A.; GIUBILATO, E.; MARCOMINI, A.; ALBANO, C.; DARMENDRAIL, D.; DÖBERL, G.; HARCLERODE, M.; HARRIES, N.; NATHANAIL, P.; PACHON, C.; RODRIGUEZ, A.; SLENDERS, H.; SMITH, G. Comparison of international approaches to sustainable remediation. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 4-17, 2016.

SLENDERS, H.L.; BAKKER, L.; BARDOS, P.; VERBURG, R.; ALPHENAAR, A.; DARMENDRAIL, D.; NADEBAUM, P. There Are More Than Three Reasons to Consider Sustainable Remediation, a Dutch Perspective. **Remediation Journal**, v. 27, n. 2, p. 77-97, 2017.

SONG, Y.; HOU, D.; ZHANG, J.; O'CONNOR, D.; LI, G.; GU, Q.; LI, S.; LIU, P. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. **Science of The Total Environment**, v. 610-611, p. 391-401, 2018.

SuRF-UK - Sustainable Remediation Forum from United Kingdom. **A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation**. London: CL:AIRE, 2010. Disponível em: www.claire.co.uk/SuRFuk. Acessado em 25 de junho de 2019.

VAN LIEDEKERKE, M.; PROKOP, G.; RABL-BERGER, S.; KIBBLEWHITE, M.; LOUWAGIE, G. **Progress in Management of Contaminated Sites in Europe**. European Union, Luxembourg, 2014.

IDENTIFICAÇÃO DE PROCEDIMENTOS DE LIMPEZA E AÇÕES DE CONTENÇÃO AO DERRAMAMENTO DE ÓLEO NO RIO ITAJAÍ-AÇU (SC)

Beatriz Tomaselli¹, Patrícia Fóes Scherer Costódio²

¹ *Graduanda do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, beatriztomaselli@edu.univali.br.*

² *Graduação em Oceanografia pela Universidade do Vale do Itajaí (1997) e mestrado (MSc) em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina (2003) – Escola do Mar, Ciência e Tecnologia - UNIVALI, pscherer@univali.br*

1. Introdução

Vazamentos de petróleo e derivados podem gerar graves consequências à vida humana, aos ecossistemas costeiros e às atividades socioeconômicas (CETESB, 2007). A opção pelo método a ser empregado vincula-se fortemente ao tipo de ecossistema impactado, levando-se em conta suas características e sensibilidade. Envolve também o tipo de óleo derramado e fatores técnicos, tais como acesso e tipo de equipamento passível de ser utilizado, além do custo da operação (Milanelli 1994). Cantagallo (2007) friza que uma má escolha do método de limpeza pode maximizar os danos ambientais.

A sensibilidade dos ecossistemas costeiros e marinhos é dada através do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL) ao derramamento de óleo. Cada ISL indica a sensibilidade de um trecho da costa, que varia de 1 a 10, à medida que aumenta este grau, mais sensível é a área. Os ISL's são baseados nas Especificações e Normas Técnicas para Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derrames de Óleo (SQA/MMA 2004a), elaborado pela Secretaria de Qualidade Ambiental (SQA/MMA), em 2000, e referenciadas pela Comissão Nacional de Cartografia (CONCAR). Portanto são consideradas documentos cartográficos oficiais do governo brasileiro (SQA/MMA, 2004b).

Nestas cartas são utilizados os Índices de Sensibilidade do Litoral (ISL) constituem ferramentas essenciais e fonte primária de informações para o planejamento de contingência e implementação de ações de resposta a incidentes de poluição por óleo. Isso permite identificar os ambientes com prioridade de proteção e eventuais áreas de sacrifício, possibilitando o correto direcionamento dos recursos disponíveis e mobilização adequada das equipes de contenção e limpeza (MMA, 2002).

Perante a existência dessa ferramenta, Muller (2011) salienta que foram criadas outras ferramentas, como o Plano Nacional de Contingência (PNC), onde o Brasil se comprometeu a partir de planos individuais de emergência (PEI). A Lei nº 9.966 de 2000 (Lei do Óleo) definida como a Lei do Óleo, deixa explícito que portos organizados, instalações portuárias, plataformas e instalações de apoio necessitam de um Plano de Emergência Individual (PEI), conforme informa a Resolução CONAMA nº 398 de 2008 (CONAMA, 2008).

Os poluentes podem afetar os organismos através da exposição física, ingestão, absorção, ou até mesmo através da cadeia alimentar. Animais podem entrar em contato direto com a substância na superfície da água, em linhas de costa, ou em terra. (FINGAS, 2000).

Ambientes como estuários que abrigam áreas portuárias, como a região de estudo do rio Itajaí-Açu que contém o segundo maior porto do país, sendo a porta de entrada do rio para a navegação,

onde tem localizado o maior porto pesqueiro do país, além de diversas indústrias de processamento de pescado (SANTA CATARINA, 1997). Este trecho se encontra com um elevado grau de ocupação das duas margens por cais de atracação de embarcações de pesca, estaleiros, portos e orla urbana das cidades de Itajaí e Navegantes.

Levando em consideração o potencial poluidor das atividades industriais que fazem a utilização de óleo em algum de seus processos, se propõem com este estudo a elaboração um mapa contendo procedimentos de limpeza e ações de contenção que auxilie na tomada de decisão em emergências ambientais, bem como irá ajudar no planejamento dos referidos planos de emergência existentes ou que estejam em reformulação.

2. Materiais e métodos

A região de estudo foi o baixo estuário do rio Itajaí-Açu, tido como a porção final do rio Itajaí-Açu, que compreende o trecho desde a desembocadura até a confluência do rio Itajaí-Mirim, apresentando uma extensão de 7 km, e largura aproximadamente regular, variando entre 150 e 300 metros (SCHETTINI, 2002), tendo o município de Itajaí na margem sul e Navegantes na margem norte, conforme figura 01.

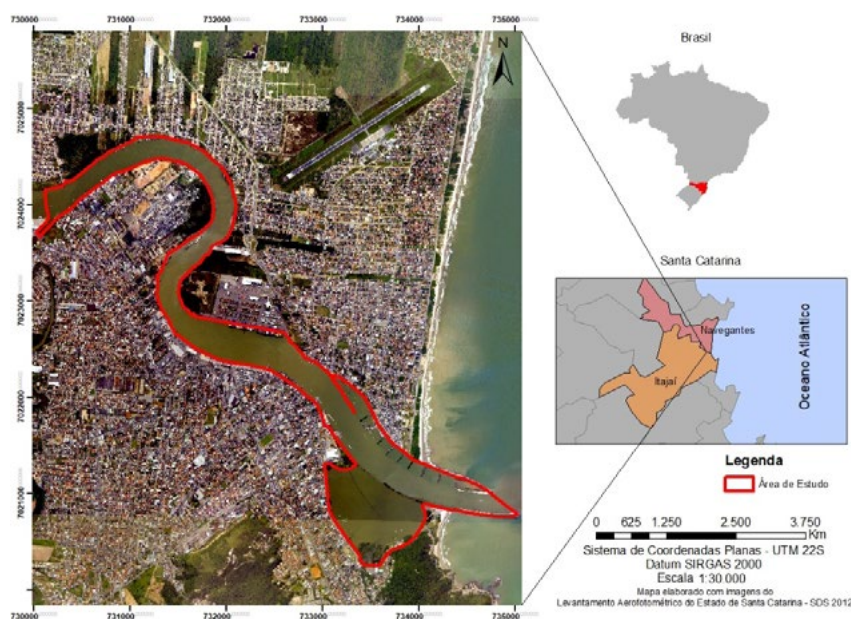














Figura 01: Localização do baixo estuário do rio Itajaí-Açu, SC.

Foi realizado um mapeamento utilizando como base a Carta SAO de Itajaí, Santa Catarina. A área é caracterizada pela predominância de ambientes com elevada sensibilidade (ISL 10 e 9), representados por manguezais e marismas. Assim, foi avaliado quais os melhores procedimentos de limpeza baseados em metodologias da CETESB e estudos nessa área. Para compor o resultado foi desenvolvido uma carta temática, através da organização de dados com o auxílio de um Sistema de Informação Geográfica.

As informações dos índices de sensibilidade foram obtidas com o Laboratório de Informática da Biodiversidade e Geoprocessamento da EMCT/UNIVALI, e os dados de linha de costa foram adquiridos através do Laboratório de Climatologia e Meteorologia da EMCT/UNIVALI, onde a partir

destas foi gerado a base da carta temática com os devidos ícones disponibilizados pela pesquisadora Ágata F. Romero, conforme tabela 01 dos procedimentos de limpeza e de contenção, indicados para as áreas devido a sua sensibilidade, todos eles seguindo os procedimentos indicados pelos órgãos ambientais e a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB.

Tabela 01: Ícones representativos dos principais procedimentos de limpeza e ações de contenção de ambientes costeiros em caso de derramamento de óleo.

Ícone	Descrição	Ícone	Descrição
	Absorvente orgânico granel		Bombeamento à vácuo
	Absorvente sintético		Skimmer
	Absorvente inorgânico		Limpeza manual
	Água corrente		Jato de água baixa pressão
	Barreira de contenção		Esteira recolhadora
	Remoção de Sedimento		Limpeza natural

Fonte: Adaptado de Romero (2014).

3. Resultados e discussão

Esse estudo identificou quais os melhores procedimentos para a limpeza e ações nas áreas, e quais equipamentos devem ser utilizados para conter e minimizar o impacto ocasionado por prováveis incidentes envolvendo derrames de óleo. Um total de 02 ações de contenção foram sugeridas e 10 ações de limpeza em caso de manchas órfãs sejam identificadas sem possibilidade de contenção.

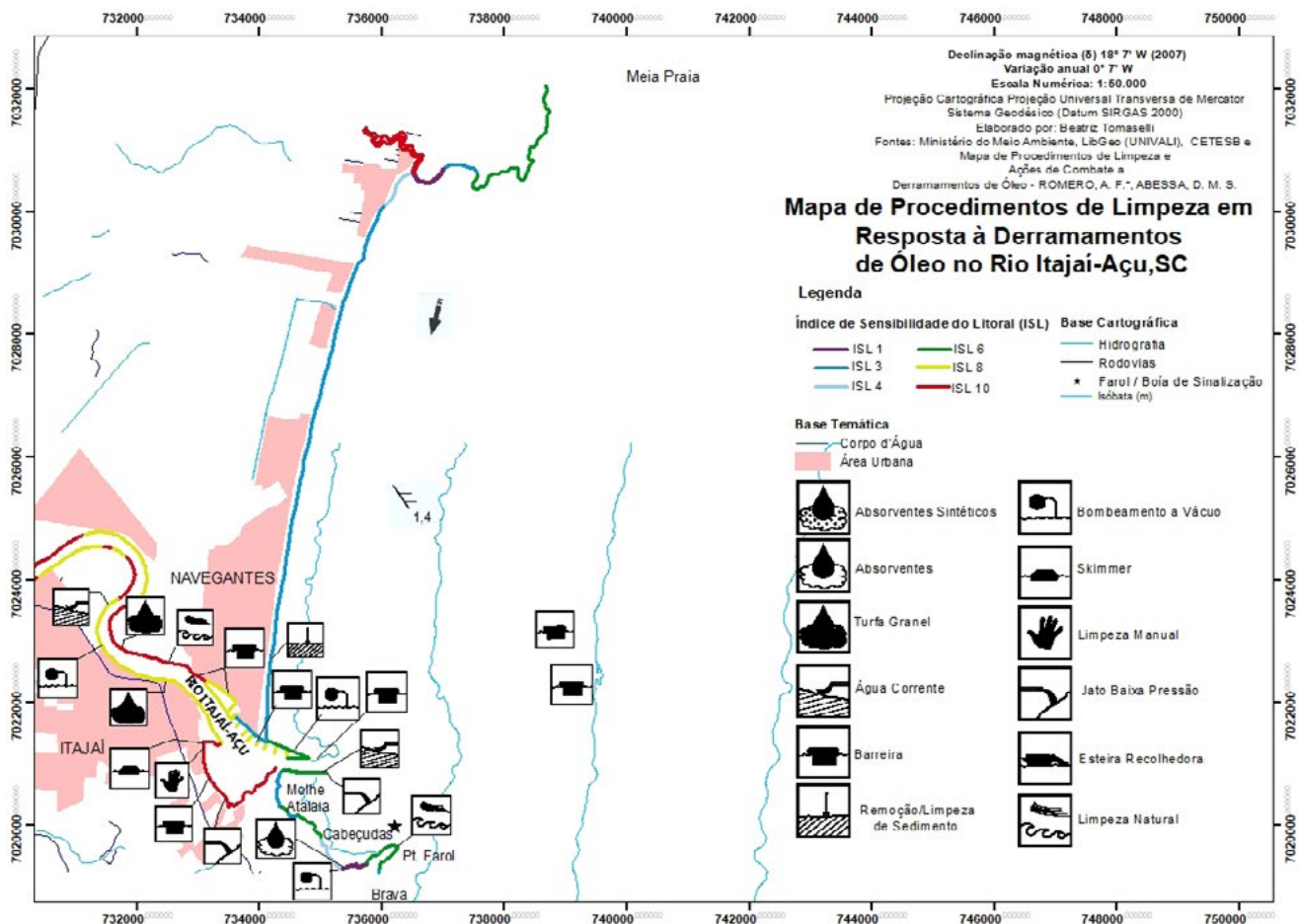


Figura 02: Mapa de procedimentos de limpeza em resposta à derramamentos de óleo no rio Itajaí-Açu.

Os procedimentos mais adotados, conforme visualizado no mapa exposto anteriormente, mostra que cerca de 60% do equipamento utilizado para contenção e limpeza das áreas indicadas foram as barreiras num primeiro momento como forma de contenção do acidente com o óleo. Os outros 20% são concentrados na utilização de absorventes dos tipos em granel orgânico e inorgânico e os sintéticos. Após isso, deve-se utilizar da adoção de técnicas em conjunto, como o uso de recolhedores ou skimmers e limpeza manual para obtenção do melhor resultado sem a degradação do ambiente, sendo assim os últimos 20% se distribuem nas técnicas de recolhedores, skimmers, limpeza manual, limpeza natural.

Para as áreas com o ISL 8 e 10, considerados os mais sensíveis indo de áreas com mangue situadas a montante da foz e áreas com marismas próximos aos terminais portuários da região, o American Petroleum Institute (API, 1985) recomenda o uso de jateamento a baixa pressão, seguido de recuperação do óleo com o auxílio de barreiras, skimmers ou esteiras recolhedoras de óleo. Segundo o instituto, essa atividade deve ser realizada com auxílio de barcos, usando-se água do mar à temperatura ambiente.

Entretanto a CETESB (2002) salienta que o jateamento a baixa pressão pode trazer desvantagens, tais como o pisoteio do substrato necessário para o manuseio do equipamento, a contaminação de áreas adjacentes pelo óleo jateado que não for recolhido, a maior penetração do óleo no sedimento, além de não remover o óleo totalmente (CETESB 2002).

É importante salientar que os dados utilizados para a elaboração desta pesquisa se apresentam-se desatualizados para a área de estudo, tendo sido elaborada no ano de 2007.

4. Conclusão

A partir da avaliação da sensibilidade da área de estudo obtida através da Carta SAO com os procedimentos relacionados aos índices de sensibilidade, conclui-se que os ISL 8 e 10 estão mais presentes na maior parte do mapa, indicando a utilização dos procedimentos de absorventes e barreiras para contenção e limpeza, tendo em vista a presença de atividades de terminais portuários com grande potencial poluidor podendo ocorrer um risco de acidente muito maior, causando maiores impactos ao ambiente por serem regiões consideradas sensíveis. Com isso, é indicado um planejamento rápido para que o vazamento de óleo não chegue nas áreas, podendo prejudicar e agravar ambientalmente os locais. Entretanto é necessário ter atenção nas áreas com ISL 3,4 e 6 são de importância turística por se tratar de locais de praias e estruturas de visitação turística.

Verificou-se com esse estudo que é necessário a atualização das Cartas SAO das regiões, principalmente a deste estudo, pois está sendo realizado uma obra na bacia de evolução de entrada do canal de acesso aos navios, o que faz modificar a estrutura do local, alterando o ISL indicado na carta.

Para tanto, é importante indicar que a criação dessa ferramenta, em conjunto com a Carta SAO e mapas de vulnerabilidade, fornecem informações para ações que otimizem o planejamento perante um acidente com óleos, visando a máxima proteção destes ambientes. E salientamos que os procedimentos utilizados foram baseados para os índices (ISL) descritos nos dados obtidos pela Carta SAO de 2007, que se encontra desatualizada. Sendo assim, é indicado o estudo para a atualização da carta ou a atualização da área de estudo desta pesquisa.

5. Referências

American Petroleum Institute - API. 1985. **Oil spill cleanup**: Options for minimizing adverse ecological impacts. Washington: Health and Environmental Science Department, 580p.

CANTAGALLO, C. et al. Mapeamento de sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo no sistema estuarino de Santos, Estado de São Paulo. *Brazilian Journal of Aquatic and Science Technology*, v. 12, n. 2, p. 33-47, 2008.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. 2002. **Derrames de Óleo no Mar e os Ecossistemas Costeiros**. Apostila de Curso, São Paulo, 259 pp.

FINGAS, Mervin. **The Basics of Oil Spill Cleanup**. 2. ed. Boca Raton, Fl: Lewis Publishers, 2001. 233 p.

Lopes, C. F., Milanelli, J. C. C., Poffo, I. R. F., 2007. Ambientes costeiros contaminados por óleo: procedimentos de limpeza – **Manual de orientação**. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente**, São Paulo, 119p.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

MMA. 2002. **Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para derramamentos de óleo.** 22p. + anexos.

Milanelli, J. C. C. 1994. Efeitos do petróleo e da limpeza por jateamento em um costão rochoso da praia de Barequeçaba, São Sebastião, São Paulo. **Dissertação de Mestrado.** Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 2 vol. 103 p.

MULER, M. et al. Ações de Resposta para Emergência em caso de Derrames de Óleo no Mar e Proposta de Implementação de Sistema de Informação voltado à Sensibilidade Ambiental para o Litoral Sul Paulista, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 11, n. 4, p. 397-407, 2011.

ROMERO, Ágata Fernandes; DE SOUZA ABESSA, Denis Moledo. Mapa de procedimentos de limpeza e ações de combate a derramamentos de óleo. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 18, n. 2, p. 1-3, 2014.

SANTA CATARINA. **Secretaria do Estado do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Bacias hidrográficas de Santa Catarina: Diagnóstico Geral.** Florianópolis, 1997.

Secretaria de Qualidade Ambiental, Ministério do Meio Ambiente, Brasil (SQA/MMA). 2004b. Atlas de Sensibilidade Ambiental ao Óleo das Bacias do Ceará e Potiguar (material cartográfico). **Programa de Gerenciamento Territorial. Projeto Gestão Integrada do Ambiente Costeiro e Marinho.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 55p.

SCHETTINI, Carlos A. F. Caracterização Física do Estuário do Rio Itajaí-Açu, SC. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Vol. 7, 123-142 p. 2002.

TECNOLOGIAS DE REMEDIAÇÃO DE SOLOS CONTAMINADOS POR BIFENILOS POLICLORADOS

Fábio Spitzza Stefanski¹, Jessica Zanivan², Helena Ribeiro Meirelles Sales³, Alan Rempel⁴

^{1,2,3} *Discentes do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária - Universidade Federal da Fronteira Sul- Campus Erechim/RS.
E-mail: fabio_stefanski@hotmail.com*

⁴ *Docente do Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária - Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Erechim/RS.*

1. Introdução

Áreas contaminadas por substâncias químicas são consideradas situações complexas do ponto de vista ambiental, uma vez que tendem a ocasionar riscos à saúde humana, impactos ambientais negativos, restrição quanto ao uso do solo e da água entre outros transtornos (BRASIL, [201-]). Em zonas urbanas a contaminação dos solos é mais recorrente devido à presença de atividades antrópicas como indústrias, depósitos de resíduos, despejo irregular de esgotos entre outros. Ainda, a contaminação do solo normalmente está associada à contaminação de água subterrânea, o que torna a situação ainda mais perigosa e difícil de controlar (TOLEDO, 2016).

Bifenilos policlorados (PCBs) são espécies químicas antropogênicas classificados como poluentes orgânicos persistentes (POP) pela Convenção de Estocolmo de 2001. Esses compostos foram produzidos comercialmente em todo mundo durante as décadas de 1930 e 1980 (GOMES et al., 2013). Além de serem considerados contaminantes que possuem alta persistência ambiental e toxicidade, podem apresentar capacidade de bioacumular-se na cadeia alimentar e afetar sistemas endócrinos e de neurodesenvolvimento tanto em humanos quanto para as demais vidas selvagens (PNUMA, 2002; WANG et al., 2017). Os PCBs são formados a partir da reação de bifenila com cloro anidro na presença de catalisador. Sua estrutura é composta por dois anéis benzênicos interligados por uma ligação simples de carbono-carbono com até 10 átomos de cloro ligados em suas extremidades. A capacidade de ligação e substituição do cloro com os átomos de hidrogênio na estrutura possibilita a formação de 209 estruturas químicas diferentes de bifenila e resultam em diferentes graus de toxicidade (CORRÊA, 2011). Das 209 estruturas possíveis, somente 130 podem estar presentes nas misturas comerciais (WORLD HEALTH ORGANIZATION, 1990).

Antigamente, os PCBs eram utilizados extensivamente em transformadores de redes de transmissão de energia elétrica como agentes de refrigeração e isolamento por apresentarem propriedades específicas interessantes como elevada constante dielétrica e estabilidade térmica. No Brasil, os PCBs eram comercializados para serem utilizados como fluidos de transformadores ficaram conhecidos como óleos ascarel. Somente em 1981 o uso dos PCBs foi proibido no país devido sua elevada toxicidade e risco ao meio ambiente e então o ascarel foi substituído pela indústria de transformadores pelo óleo silicone (ANTONELLO et al., 2007).

Entretanto, em virtude da mau gestão no descarte final desse poluente, muitos problemas relacionados à fauna e flora foram relatados. Ainda hoje são vistos problemas decorrentes da contaminação em solos e água, desde que fora proibido sua comercialização. Estima-se que 2,4% dos 242.000 locais contaminados na Europa seja por hidrocarbonetos clorados, mas a estimativa desse número a nível mundial, ainda permanece desconhecida (EEA, 2007; GOMES et al., 2013) Dessa

forma, medidas de controle se tornam uma questão importante para enfrentar e não mais de um descaso.

Nesse sentido, a justificativa neste trabalho, está relacionada com a problemática ambiental decorrente da contaminação de solos superficiais por compostos organoclorados e seu potencial de risco relacionado com a contaminação de solos e lençóis freáticos. Nesse sentido o objetivo buscado nesse estudo é fazer uma revisão na literatura sobre técnicas vantajosas, ambientalmente seguras e também com aspectos econômicos mais atrativos num cenário de remediação.

2. Materiais e métodos

A remediação de áreas contaminadas é considerada uma tarefa bastante complexa devido às inúmeras variáveis envolvidas no processo (Figura 1). Assim, para realizar a uma remediação adequada que atenda as legislações ambientais vigentes é necessário conhecer tecnologias de remediação disponíveis e sua aplicabilidade quanto ao tipo de solo e de contaminante, limitações e custos (NOBRE; NOBRE, 2003).

Figura 1: Etapas consideradas no processo de remediação de solos



Fonte: STEFANSKI et al., 2019

3. Resultados e discussão

Existem inúmeras técnicas relatadas na literatura para o tratamento de solos contaminados por compostos orgânicos (POLICARPO, 2008). Conforme Almeida (2005) é comum a utilização de

técnicas destrutivas que baseiam-se em métodos químicos e uso de altas temperaturas e técnicas de separação física que possuem como foco o isolamento da área contaminada.

Para a remediação de solos contaminados com bifenilas policloradas, a técnica mais utilizada atualmente é a incineração, a qual utiliza em seu processo temperaturas variando de 870 a 1200°C. No entanto, essa técnica de remediação possibilita a formação de compostos gasosos extremamente tóxicos advindos da queima incompleta dos PCBs que devem ser removidos totalmente antes de serem liberados para a atmosfera. O custo associado a esta técnica de remediação é relativamente elevado pois além de ser uma técnica exclusivamente *ex situ*, havendo portanto gastos com o transporte dos solos contaminados, demanda de uma quantidade elevada de energia para sua aplicação e há ainda gastos para o tratamento dos gases gerados no processo (RAHUMAN et al., 2000; TAKAYANAGUI, 2013). Outros trabalhos também verificaram que técnicas como lavagem de solo e adsorção por carvão ativado podem gerar grande volume de águas residuais ou resíduos sólidos o que de certa, ao invés de resolver o problema, somente o transferiria de lugar (CHU, KWAN, 2003; KASTANEK, KASTANEK, 2005; VASILYEVA ET AL., 2010; WHANG ET AL., 2017).

Dessa forma técnicas *in situ* são mais atraentes do ponto de vista econômico. A biorremediação é uma técnica bastante utilizada para a remediação de solos contaminados por PCBs. Este tipo de técnica pode ocorrer de forma aeróbia e anaeróbia mas depende muito das condições do solo para a eficiência da biorremediação e fatores como pH, temperatura, disponibilidade de nutrientes e presença de outros contaminantes (TAKAYANAGUI, 2013). Na técnica aeróbia, os congêneres de PCB sofrem oxidação e são decompostos em ácido clorobenzóico para posterior degradação. São encontrados na literatura fungos e bactérias e até mesmo minhocas que exercem cometabolismo para as reações de degradação (BORJA et al., 2005; SINGER et al., 2001).

Tendências recentes como processos oxidativos avançados, tem sido estudado. Nessa tecnologia costuma-se empregar o reagente Fenton (peróxido de hidrogênio e íons Fe^{2+}/Fe^{3+}) que são considerados, um dos agentes oxidantes mais utilizados para a degradação dos compostos orgânicos, por possibilitar a ocorrência das reações em temperatura e pressão ambiente, não ser tóxico, possuir um baixo custo e simplicidade operacional e ainda possibilitar a degradação de compostos considerados persistentes como é o caso do óleo ascarel (POLICARPO, 2008). Estudos recentes também aplicaram o ferrato (Fe (VI)) como oxidante alternativo aos convencionais para remediação de PCB em um terreno baldio industrial. Os resultados de eficiência alcançaram 30% de remoção. A aplicação integrada com outros oxidantes convencionais também foi avaliada e resultou em uma melhor eficiência do processo com até 40% de degradação (MONFORT et al., 2019).

Em geral, a remediação de áreas contaminadas por processos oxidativos é realizada *in situ* devido a mitigação dos custos envolvidos no processo e é apresentada como uma excelente alternativa para o futuro. Essa tecnologia consiste na injeção de produtos químicos em solução no meio a ser remediado e não envolve grandes aparatos tecnológicos.

Uma área após receber a ação de remediação deve proceder com etapas de monitoramento do local. Para isso, no Brasil, essa etapa é sustentada pela normatização NBR 13895/97 que dispõe diretrizes para o correto monitoramento do local, por meio poços de monitoramento. Essa fase é fundamental para verificar se a escolha da tecnologia escolhida para a remediação do solo foi eficiente e se existem possibilidades de reutilização da área após reduzido o risco.

4. Conclusão

Por meio da revisão realizada, percebe-se que a maioria das tecnologias ainda está em um estágio inicial de desenvolvimento e pesquisas adicionais sobre questões de implementação ainda são necessárias. Até o momento, não existe uma tecnologia específica para aplicação em solos contaminados por PCB, pois fatores como estrutura dos congêneres, propriedades dos solos e o desempenho do sistema devem ser considerados para alcançar a eficiência do processo. Algumas tendências recentes demonstraram que usos combinados de tecnologias de remediação pode ser uma abordagem relevante para a remediação de contaminantes persistentes como os PCBs.

5. Referências

- ALMEIDA, G. Tecnologias de tratamento de solos contaminados, 2005. Disponível em: < https://users.med.up.pt/~faru/solos_tec_descont.htm > Acesso em: 23 jul.2019.
- ANTONELLO, I.; HUMERES, E.; DE SOUZA, I. G.; DEBACHER, N. A.; MARTINS, A. R. Determinação de ascarel em óleo isolante de transformadores. **Química Nova**, [s.l.], v. 30, p. 709-711, 2007.
- BORJA, J.; TALEON, D. M.; AURESENIA, J.; GALLARDO, S. Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1999–2013, 2005.
- BRASIL. **Áreas Contaminadas**. [S.l.], [201-]. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas.html>>. Acesso em: 1 jun. 2019.
- CHU, W.; KWAN, C. Y. Remediation of contaminated soil by a solvent/surfactant system. **Chemosphere**, v. 53, p. 9-15, 2003.
- CORRÊA, R. C. **Degradação de Bifenila Policlorada e Caracterização da Comunidade Microbiana de Reator Anaeróbico com Biofilme**. 172 f. Dissertação (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2011.
- EEA. Progress in management of contaminated sites. **European Environment Agency**, Report CSI 015. Copenhagen, Denmark, 2007.
- GOMES, H. I.; DIAS-FERREIRA, C.; RIBEIRO, A. B. Overview of in situ and ex situ remediation technologies for PCB-contaminated soils and sediments and obstacles for full-scale application. **Science of the Total Environment**, v. 445-446, p. 237–260, 2013.
- KASTANEK, F.; KASTANEK, P. Combined decontamination processes for wastescontaining PCBs. **Journal of Hazardous Materials**, v. 117, p. 185-205, 2005.
- MONFORT, O.; MUHAMMAD, U.; SOUTREL, I.; HANNA, K. Ferrate (VI) based chemical oxidation for the remediation of aged PCB contaminated soil: Comparison with conventional oxidants and study of limiting factors. **Chemical Engineering Journal**, v. 355, p. 109-117, 2019.
- NOBRE, M. M.; NOBRE, R. C. M. Remediação de solos - Técnicas alternativas melhoram desempenho. **Revista Química e Derivado**, 417 ed., 2003.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

PNUMA, 2002. **Programa de Las Naciones Unidas para El Medio Ambiente (Productos Químicos)**. Evaluación regional sobre sustancias tóxicas, 92p.

POLICARPO, Nara Angélica. **Tratamento de solos contaminados com Bifenilas Policloradas (PCBs)**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

RAHUMAN M, PISTONE L, TRIFIRO F, MIERTUS S. Destruction technologies for polychlorinated biphenyls (PCBs). **ICS-UNIDO Publications**, Proceedings of Expert Group Meetings on POPs and Pesticides Contamination; 2000.

SINGER, A. C.; JURY, W.; LUEPROMCHAI, E.; YAHNG, C. S.; CROWLEY, D. E. Contribution of earthworms to PCB bioremediation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33 p. 765-76, 2001.

TAKAYANAGUI, S. S. **Avaliação da aplicação da biorremediação em solo contaminado por PCB**. 2013. 63 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo - IPT, Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2013.

TOLEDO, M. C. **Avaliação Probabilística de riscos à saúde humana em área contaminada por compostos organoclorados**. 2016. 103 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.

VASILYEVA, G. K.; STRIJAKOVA, E. R.; NIKOLAEVA, S. N.; LEBEDEV, A. T.; SHEA, P. J. Dynamics of PCB removal and detoxification in historically contaminated soils amended with activated carbon. **Environmental Pollution**, v. 158, p. 770-777, 2010.

WANG, H.; HWANG, J.; HUANG, J.; XU, Y.; YU, G.; LI, W.; ZHANG, K.; LIU, K.; CAO, Z.; MA, X.; WEI, Z.; WANG, Q. Mechanochemical remediation of PCB contaminated soil. **Chemosphere**, v. 168, p. 333-340, 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), **Environmental Health Criteria for PCBs and PCTs**; International Register of Toxic Chemicals; Switzerland; 1990; p 2.

TRATAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS

AUMENTO DA ÁREA SUPERFICIAL E CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DE CARVÃO ATIVADO DE COCO DE JERIVÁ UTILIZANDO H_3PO_4

Gabriel André Tochetto¹, Adriana Dervanoski², Gean Delise Leal Pasquali Vargas³

¹ Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Efluentes e Resíduos, Universidade Federal da Fronteira Sul, ERS 135 – Km 72, nº 200 CEP 99700-970, Cx. Postal 764 Erechim/RS – Brasil
(gabriel.tochetto@estudante.uffs.edu.br)

² Profª. Drª. em Engenharia Química, curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Efluentes e Resíduos, Universidade Federal da Fronteira Sul, ERS 135 – Km 72, nº 200 CEP 99700-970, Cx. Postal 764 Erechim/RS – Brasil

³ Docente da Universidade Federal da Fronteira Sul, ERS 135 – Km 72, nº 200 CEP 99700-970, Cx. Postal 764 Erechim/RS – Brasil

1. Introdução

O principal requisito para um processo de separação econômica de adsorção é encontrar o adsorvente apropriado, para isso o mesmo deve ter alguns atributos: alta capacidade de adsorção, adsorção seletiva, cinética rápida, cinética de adsorção-dessorção favorável nas condições de operação, alto grau de regeneração, baixo custo (MONTAZEROLGHAEM et al., 2017). O carvão ativado é um importante adsorvente comercial, por apresentar uma grande área com características próprias de estrutura química superficial. Uma das principais aplicações industriais é no tratamento de efluentes, sendo eficiente na remoção de corantes.

A eficiência da adsorção dependerá das características do material adsorvente (tamanho de partícula e poro, área superficial, densidade, dureza, potencial superficial) e das características dos contaminantes presentes na água (concentração, tendência química para deixar a água, solubilidade, atração do composto pela superfície do meio) (KOCHER et al., 2004). Uma das formas de melhorar aumentar a área superficial dos materiais adsorventes e a realização da ativação química, dentre os processos usados tem se destacado a utilização de carbonatos, bases ou ácidos, a uso deste artifício pode melhorar em muito o desempenho dos adsorventes usados para tratar efluentes (BASU; GHOSH; SAHA, 2018; DENG et al., 2010).

Assim este trabalho objetivou tratar a superfície do carvão adsorvente obtido do coco de Jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) utilizando o ácido fosfórico, com a finalidade de melhorar sua área superficial e conseqüentemente sua capacidade adsorvente, para tanto após a ativação química serão realizados ensaios de batelada para avaliar o desempenho do carvão adsorvente tratado quimicamente.

2. Materiais e métodos

O adsorvente carbonoso a base de coco de Jerivá foi desenvolvido seguindo a metodologia proposta por Pigatto et al., (2018). O material utilizado foi obtido através do fruto, durante a fase verde, da planta *Syagrus romanzoffiana*, como observado na Figura 1. Foi seco em estufa de secagem e esterilização, por um período de 72 h à uma temperatura de 78°C, a fim de remover a umidade do material, posteriormente foi moído até obter o Farelo de Coco de Jerivá (FCJ) com o objetivo de reduzir a granulometria e facilitar a pirólise.



Figura 1 – Coco de Jerivá proveniente da planta *Syagrus romanzoffiana*

Para realizar a ativação térmica do adsorvente, o mesmo foi calcinado a 500°C durante 2h e 30 min (tempo obtido através de testes preliminares) em um forno do tipo mufla. O adsorvente foi acondicionado em frascos de polietileno limpos, identificados como CAT (Carvão Ativado Térmicamente).

A metodologia de ativação térmica/química consistiu em colocar o FCJ embebido em uma solução de ácido fosfórico (40% p/v) com uma proporção de impregnação de 1:1 (FCJ: H₃PO₄). A mistura foi homogeneizada e posteriormente desidratada durante 15h em uma estufa de secagem a 105°C. O material foi calcinado em um forno do tipo mufla a 600°C, sendo mantido por 30 min após a temperatura atingir o valor desejado (BASU; GHOSH; SAHA, 2018). Após a ativação o carvão foi lavado com 1% de bicarbonato de sódio até o pH da água de lavagem ficar próximo de 7,5, posteriormente foi seco em estufa por 24 h. O adsorvente foi acondicionado em frascos de polietileno limpos, identificados como CATQ (Carvão Ativado Termica e Quimicamente).

A área superficial e o volume de poros presentes no adsorvente CAT e CATQ foi determinada através dos métodos de B.E.T. (BRUNAUER; EMMETT; TELLER, 1938) e B.J.H. (BARRETT; JOYNER; HALENDA, 1951), respectivamente.

A capacidade de adsorção foi avaliada para a remoção do corante azul de metileno, utilizando-se um sistema batelada. Adicionou-se 0,5 g do CAT e do CATQ em erlenmeyers contendo 100,0 mL da solução do corante, deixando-as sob agitação constante de 150 rpm por 60 min. A concentração inicial e de equilíbrio foi determinada em espectrofotômetro UV-VIS (Nova Instruments) a 665 nm. Os ensaios foram realizados em triplicata.

Através da Equação 1 foi obtido a quantidade de adsorvente necessária para remover o azul de metileno. Já a eficiência de remoção foi determinada pela Equação 2.

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{W} \quad (1)$$

$$R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100 \quad (2)$$

Em que q_e é a quantidade de soluto adsorvido na fase líquida (mg g⁻¹); C_0 e C_e são as concentrações inicial e de equilíbrio do corante (mg L⁻¹); V é o volume da solução (L); W é a massa de adsorvente (g); R é a eficiência de adsorção em remover o soluto (%).

3. Resultados e discussão

A análise superficial através da metodologia proposta por B.E.T. revelou uma área de $108 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ para o CAT. Entretanto, o processo de ativação com ácido fosfórico foi capaz de aumentar aproximadamente 7x a área ($750 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$). O estudo desenvolvido por Basu, Ghosh e Saha (2018) obteve $303 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ para um tempo de calcinação de 30 min, contudo fazer a queima por mais tempo (60 min) diminuiu a área para $57 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$. O motivo para esse comportamento foi atribuído ao alargamento e ruptura dos poros com o aumento no tempo de contato. Quanto ao volume de poros o método de B.J.H revelou $0,048 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ para o CAT e $0,091 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ para o CATQ.

Por outro lado, a ativação pode ocorrer de forma eficiente utilizando-se sais (K_2CO_3) e bases fortes (KOH), visto que Deng et al. (2010) obtiveram áreas superficiais de 621,47 e $729,33 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, respectivamente. A temperatura também possui um papel importante na modificação da estrutura do adsorvente conforme revelado pelo trabalho de Nabais et al. (2011), onde foram testados diferentes condições de calcinação, obtendo-se valores da ordem de $360 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ até superiores a $1.100 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$.

Os resultados dos ensaios de adsorção em sistema batelada estão apresentados na Tabela 1 para os dois adsorventes sintetizados.

Tabela 1 – Resultados dos ensaios de adsorção para o corante azul de metileno

Adsorvente	C_0 (mg L^{-1})	C_e (mg L^{-1})	q_e (mg g^{-1})	E (%)
CAT	45,2	5,9	7,9	86,63
CATQ	45,2	0,1	9,0	99,76

Inicialmente os reatores continham uma solução de aproximadamente 45 mg L^{-1} e após 60 min de ensaio foram coletadas amostras em que se determinou que a concentração de equilíbrio para o CATQ foi próxima a zero, já o CAT ainda possui uma concentração de aproximadamente 6 mg L^{-1} , este valor ainda apresenta coloração visível, como observado na Figura 2.

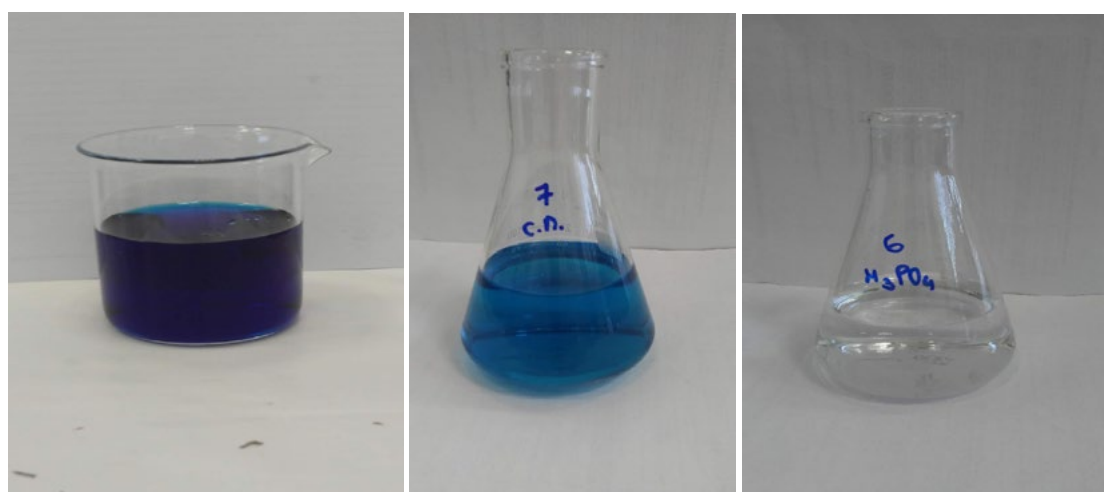


Figura 2 – Concentração inicial do corante (a), CAT (b) e CATQ (c) após processo de adsorção

Em relação a capacidade de adsorção, percebe-se que o adsorvente com ativação química (CATQ) teve um acréscimo na quantidade de corante adsorvido na fase líquida. O estudo de Brião et al. (2018) utilizou zeólitas para fazer a remoção do azul de metileno, obtendo aproximadamente $23,0 \text{ mg g}^{-1}$, já Bernardo et al. (2018) sintetizaram um adsorvente a base de lodo de ETE e ativou com

hidróxido de potássio, ácido fosfórico e cloreto de zinco, obtendo aproximadamente 1,5, 1,4 e 1,0 mg g⁻¹, respectivamente. Percebe-se que estes valores estão próximos do encontrado nesse estudo. Cabe ressaltar que a capacidade de adsorção é fortemente dependente da concentração, uma vez que para maiores concentrações a capacidade aumenta significativamente.

4. Conclusão

Com base nos resultados apresentados percebe-se que o processo de ativação térmico combinado com o químico foi capaz de aumentar a área superficial do adsorvente de coco de Jerivá em 7x. O volume de poros quase duplicou utilizando essa mesma metodologia. A capacidade de adsorção e a eficiência obtiveram um aumento significativo, tendo reduzido a concentração para 0,1 mg L⁻¹.

Assim, o carvão de coco de Jerivá ativado termicamente e quimicamente com ácido fosfórico foi eficiente e melhorou o processo de adsorção do corante azul de metileno.

5. Referências

BARRETT, E. P.; JOYNER, L. G.; HALENDA, P. P. The determination of pore volume and area distributions in porous substances. **Journal of the American Chemical Society**, v. 73, p. 373–380, 1951.

BASU, S.; GHOSH, G.; SAHA, S. Adsorption characteristics of phosphoric acid induced activation of bio-carbon: Equilibrium, kinetics, thermodynamics and batch adsorber design. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 117, p. 125–142, 2018.

BERNARDO, C. N.; SANTOS, N. L.; ALVARENGA, G.; ROSA, G. R.; LOPES, T. J. Cinética de adsorção do corante azul de metileno utilizando lodo ativado de estação de tratamento de esgoto. **XII Encontro Brasileiro sobre Adsorção**, 2018.

BRIÃO, G. V.; JAHN, S. L.; FOLETTO, E. L.; DOTTO, G. L. Highly efficient and reusable mesoporous zeolite synthesized from a biopolymer for cationic dyes adsorption. **Colloids and Surfaces A**, v. 556, p. 43–50, 2018.

BRUNAUER, S.; EMMETT, P. H.; TELLER, E. Adsorption of gases in multimolecular layers. **Journal of the American Chemical Society**, v. 60, n. 2, p. 309–319, 1938.

DENG, H.; LIU, G.; YANG, H.; TANG, J.; TANG, J. Preparation of activated carbons from cotton stalk by microwave assisted KOH and K₂CO₃ activation. **Chemical Engineering Journal**, v. 163, p. 373–381, 2010.

MONTAZEROLGHAEM, M.; AGHAMIRI, M.; TALAIE, M. R.; TANGESTANINEJAD, S. A comparative investigation of CO₂ adsorption on powder and pellet forms of MIL-101. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 72, p. 45–52, 2017.

NABAIS, J. M. V.; LAGINHAS, C. E. C.; CARROTT, P. J. M.; CARROTT, R. Production of activated carbons from almond shell. **Fuel Processing Technology**, v. 92, p. 234–240, 2011.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

PIGATTO, J.; BRANDLER, D.; CALDART, F. VARGAS, G. D. P.; DA LUZ, C.; DERVANOSKI, A. Adsorvente de coco de jerivá (*Syagrus romanzoffiana*) aplicado a adsorção de metais pesados presentes em águas de abastecimento. **XII Encontro Brasileiro sobre Adsorção**, 2018.

AVALIAÇÃO DE CHORUME DE ATERRO SANITÁRIO POR ENSAIOS DE FITOTOXICIDADE

**Vania Elisabete Schneider¹, Ademar Posto Merba², Denise Peresin³,
Roger Vasques Marques⁴, Cátia Eliane da Silva⁵**

¹ Professora/Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento – IPH – UFRS. Instituto de Saneamento Ambiental. Universidade de Caxias do Sul. E-mail: veschnei@ucs.br

² Graduando do Curso de Engenharia Ambiental - Instituto de Saneamento Ambiental. Universidade de Caxias do Sul - UCS

³ Mestre em Biologia - UNISINOS. Instituto de Saneamento Ambiental. Universidade de Caxias do Sul - UCS

⁴ Doutor em Ciência e Tecnologia de Alimentos – UFPel. Instituto de Saneamento Ambiental. Universidade de Caxias do Sul - UCS

⁵ Mestranda em Engenharia e Ciências Ambientais – Instituto de Saneamento Ambiental. Universidade de Caxias do Sul - UCS

1. Introdução

O crescimento das cidades, aliado a falta de planejamento urbano têm contribuído para a crescente geração de resíduos, aumentando volume per capita em proporções significativas, diminuindo as alternativas de áreas para disposição (NUNES JUNIOR et al, 2016). De acordo com o Ministério do Desenvolvimento Regional, existe ainda um agravante, pois em mais de mil municípios brasileiros a segregação e o destino final dos resíduos sólidos urbanos são totalmente inadequados. Essa conjuntura de fatores causa problemas que vão desde a poluição do solo, da água e do ar até problemas sociais e de saúde (SOUTO, et. al, 2013).

A degradação de matéria orgânica presente na massa de resíduos sólidos urbanos gera o líquido denominado de chorume ou lixiviado, que deve ser tratado e corretamente destinado, uma vez que segundo GANIGUÉ et al. (2007) este apresenta concentrações elevadas de compostos orgânicos, amônia e sais inorgânicos, incluindo, em alguns casos, metais pesados. A composição do lixiviado depende de fatores complexos, como propriedades físico-químicas do solo e dependência dos materiais que os constituem, condições climáticas, composição das células de aterramento e modo de operação do aterro. Seu aproveitamento como fertilizante é uma das alternativas estudadas, concorrendo para que se obtenha melhoria na qualidade do solo, possibilitando a obtenção de aumento na produtividade de muitas culturas agrícolas (MATOS et al., 2003; SILVA et al., 2004).

Para aplicação do chorume na agricultura é necessário que sejam efetuados avaliações, dentre os quais cita-se o teste de germinação de sementes e alongamento radicular, com vistas a avaliar o potencial fitotóxicológico de substâncias tóxicas, com base na resposta dos organismos expostos aos agentes contaminantes. Segundo WANG et. Al. (2001) estes testes, por serem rápidos e precisos, demonstrando sensibilidade, simplicidade, baixo custo e adequação para produtos químicos ou amostras instáveis.

Testes com espécies bioindicadoras são fundamentais no estudo da resposta biológica frente a materiais possivelmente fitotóxicos e que possuem natureza química complexa, pois permitem efetuar uma avaliação integrada dos efeitos tóxicos de uma gama de poluentes que possam estar presente nas mais diversas concentrações em uma fonte poluidoras. O uso de bioindicadores mostra-se mais eficiente que medidas físico-químicas isoladas, pois as suas características refletem

as condições ambientais em respostas biológicas sobre as condições dos organismos envolvidos (CLEMENTS, 2000).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a ecotoxicidade do chorume tratado de um aterro sanitário, através do teste de fitotoxicidade, utilizando 4 espécies bioindicadoras.

2. Materiais e métodos

A metodologia utilizada foi adaptada da norma EPA OCSPP 850.4100, proposta pela agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency* – EPA), que indica materiais e metodologia a serem adotados para determinação de fitotoxicidade de sementes agricultáveis bioindicadoras (USA, 2012).

A análise foi realizada em placas de Petri forradas com papel filtro qualitativo. As sementes foram obtidas no comércio local (respeitando o mesmo fornecedor e mesmo lote) e distribuídas aleatoriamente nas placas de Petri, sendo: 20 sementes de cebola (*Allium cepa*), 20 sementes de tomate (*Lycopersicon esculentum*), 10 sementes de milho (*Zea mays*) 10 sementes de girassol (*Helianthus annuus*).

O chorume coletado no aterro sanitário foi diluído em água destilada nas seguintes concentrações: D1: 100%; D2: 50%; D3: 25%; D4: 12,5%; D5: 6,25% em água destilada. Além das diluições as sementes forma expostas a solução controle (D0: 100% de água destilada). As diluições e solução controle foram preparadas em triplicata e adicionados 5 mL nas placas de Petri. Após, as placas foram vedadas com papel parafilm e incubadas em estufa BOD a 22º +/- 1ºC, em ausência de luz por 96 horas para as sementes de milho, girassol, 120 horas para o tomate e 144 horas para a cebola. A diferença no tempo de incubação foi determinada em função da necessidade de germinação de cada espécie vegetal. O período utilizado seguiu o protocolo de análise de sementes (BRASIL, 2009).

Os resultados obtidos foram avaliados a partir dos números de sementes germinadas nas amostras e no controle, bem como a longitude média das raízes. O índice de germinação foi calculada conforme a Equação 1 (ZUCCONI et al., 1988).

$$IG = (Ga/Gc)x(La/Lc) \quad (1)$$

Onde: IG – índice de germinação

Ga – número de sementes germinadas na amostra;

Gc – número de sementes germinadas no controle;

La – longitude média das raízes da amostra (mm);

Lc – longitude média das raízes do controle (mm);

A validade dos resultados foi realizada excluindo os valores externos (*outliers*), utilizando-se como base a análise dos valores residuais de R de *Student*. Os valores aceitos dentro do limite de variabilidade foram testados quanto aos pressupostos de normalidade pelo teste de *Shapiro-Wilk*; homocedasticidade pelo teste de *Hartley* e a independência dos resíduos por análise gráfica. Atendendo a esses pressupostos, os dados foram analisados pelo teste *F* ($p < 0,05$). Em caso de significância estatística na análise de variância (ANOVA), equações de regressão foram plotadas utilizando modelos polinomiais para validação dos dados, conforme equação 2. Os dados foram tratados com auxílio do *software Statistica* (versão 13.0, da Dell®).

$$y = \sum_{i=1}^n y_0 + ax + bx^2 \quad (2)$$

Onde y: é o índice de germinação (%)

y_0 : é o intercepto da curva com abscissa;

x: é a variável concentração de chorume (% v/v);

a: coeficiente linear da equação;

b: coeficiente quadrático da equação.

A relação da capacidade de germinação das sementes incubadas, com as diferentes diluições do chorume e com o controle experimental (água destilada) foi considerada como fitotóxica (IG ≤ 70%); não fitotóxica, quando apresentar crescimento satisfatório (70% < IG < 100%); ou fertilizante (IG ≥ 100%), segundo CORRÊA et al. (2012) e USA (2012).

3. Resultados e discussão

Os resultados dos índices de germinação de cada espécie nas diferentes diluições avaliadas estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1. Índices de germinação das sementes nas diferentes concentrações de chorume.

Diluição	Concentração de chorume em Água (%v/v)	Índice de Germinação (%)			
		Cebola	Tomate	Milho	Girassol
D0 (controle)	0	100	100	100	100
D5	6,25	86,1	108,0	151,1	136,9
D4	12,5	82,3	107,5	154,9	52,2
D3	25	91,9	93,1	120,7	48,1
D2	50	19,3	40,8	35,4	31,5
D1	100	6,7	1,4	5,1	16,4

Com base nos resultados, verificou-se que o IG para a cebola (*Allium cepa*) maiores é maior no controle (água destilada – D0) e apresentou tendência a reduzir a medida que a concentração de chorume foi aumentada. Não foi identificado potencial fertilizante do chorume para a cebola. Para o tomate (*Lycopersicon esculentum*) o potencial fertilizante do chorume (IG>100%) foi identificado até a concentração de 12,5% (D4) e para milho (*Zea mays*) até a concentração de 25% (D3), nas demais concentrações já se observou potencial fitotóxico do chorume para estas duas espécies. Para o girassol (*Helianthus annuus*), os resultados apontam que a partir da D4 (12,5%) ocorreu um decréscimo significativo do IG quando comparado a D0 (controle), caracterizando um ambiente fitotóxico para esta espécie. Nas maiores concentrações de chorume (D2 – 50% e D1 – 100%), os IG das quatro espécies avaliadas reduzem significativamente (IG < 70%), indicando potencial de toxicidade da amostra de chorume avaliado.

A Figura 2 apresenta as curvas de regressão do IG para as quatro espécies testadas em diferentes concentrações de chorume diluído em água.

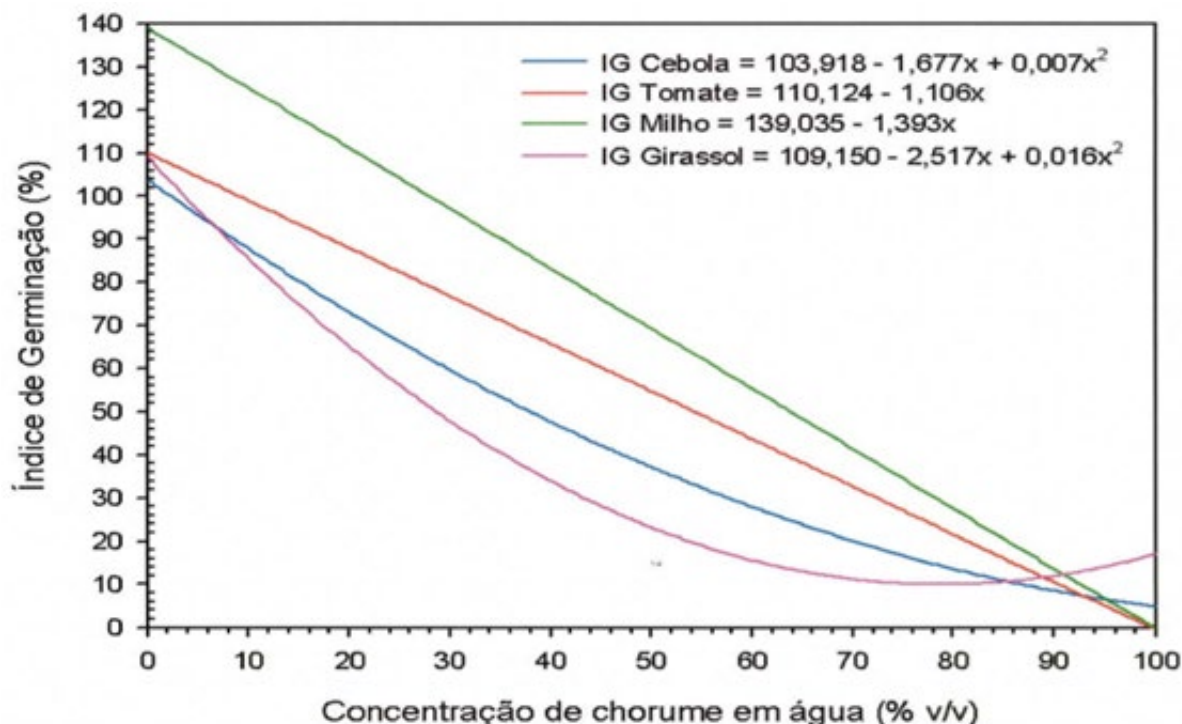


Figura 2. Resultados do índice de germinação(IG) das sementes nas diferentes concentrações de chorumes com respectivos equações de regressões.

Na análise desse gráfico pode-se observar que o IG do milho, tomate e girassol, foi superior a 100%, ou seja, apresentou potencial fertilizante (> 100%), quando da adição de baixas concentrações de chorume na água (entre 6,25% - D5 e 12,5% - D4 de chorume em água). Este efeito indica que nas menores concentrações o chorume traz ao meio nutrientes que favorecem a germinação das sementes e crescimento das radículas, que quando somente em água, estavam ausentes.

É importante destacar que as sementes de cebola e o girassol, apresentaram tendências de queda com perfil quadrático, enquanto que o milho e o tomate com perfil lineares.

Estes resultados indicaram uma relativa sensibilidade das sementes de cebola e girassol frente ao concentração de chorume, com tendência a limiares de toxicidade menores que as demais espécies testadas (tomate e milho).

4. Conclusão

Os resultados indicaram a concentração máxima teórica recomendada de chorume da amostra avaliada, que pode ser aplicado em cultivos das espécies avaliadas, de forma que não causem efeitos tóxico ($70\% < IG < 100\%$). É importante lembrar que os resultados obtidos através de bioindicadores, permitem a obtenção de uma resposta ampla da fitotoxicidade da amostra avaliada.

Considerando que cada uma das quatro espécies utilizadas nesse estudo representam uma família de vegetais e possui conhecida sensibilidade a ambientes nocivos, quando uma delas apresentar resistência a determinados compostos fitotóxicos, as demais espécies da mesma família também poderão apresentar igual ou maior resistência.

Os resultados obtidos com a amostra de chorume analisada indicaram que a concentração máxima (em % v/v) para a germinação de cebola é de 22,3%; para o tomate 36,27%; para o milho 49,6% e para o girassol de 17,5%. Desta forma, estes dados indicam que o girassol e a cebola foram às espécies que apresentaram maior sensibilidade ao chorume.

É importante frisar que os resultados apresentados são relativos a uma amostra de chorume, sendo assim sugere-se que a análise seja repetida com novas amostras, para que os mesmos sejam corroborados ou não. Desta forma, poderão ser definidas de forma mais confiável às concentrações de chorume para aplicação em culturas agrícolas e também identificadas necessidades de alterações no sistema atual de tratamento do mesmo.

5. Referências

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes** / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. – Brasília : Mapa/ACS, 2009. 399 p. ISBN 978-85-99851-70-8

CLEMENTS WH. Integrating effects of contaminants across levels of biological organization. **J. Ecosy Stress and Rec**, vol. 7 p.113-116, 2000.

CORRÊA, E.K.; COREZZOLLA, J.L.; CORRÊA, M.N., BIANCHI, I.; JR LUCIA T. Chemical characteristics of beddings for swine: Effects of bedding depths and of addition of inoculums in a pilot-scale. **Bioresource Technology**. v. 123, p. 62-65, 2012.

GANIGUÉ, R. *et al.* Partial ammonium oxidation to nitrite of high ammonium content urban landfill leachates. **Water Research**, v. 41, n. 15, p. 3317-3326, 2007.

MATOS, *et. al.* **Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura**. In: *Encontro de Preservação de Mananciais da Zona da Mata Mineira, 3, 2003, Viçosa. Anais ... Viçosa: ABES-MG, ABASMG, DEA/UFV, p.25-79, 2003.*

NUNES JUNIOR, F. H *et al.* **Emergência e Crescimento Inicial de Plantas de Girassol Submetidas a Diferentes Concentrações de Percolado de Aterro Sanitário**. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. *Conex. Ci. e Tecnol. Fortaleza/CE*, v. 10, n. 5, p. 57 - 64, dez. 2016

SILVA, A.C. *et al.* Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004.

SOUTO, F.B.; RAIMAM, M.P.; ALBINO, U.B. **Resíduos Sólidos Urbanos em Porto de Moz – PA: Problemas e oportunidades**. *Rev. Geogr. Acadêmica*, v.7, n.2, p. 85 – 94, 2013.

UNITED STATES OF AMERICA – USA, Environmental Protection Agency – EPA. **Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth**, Washington, EPA 712-c-012, January, 2012.

WANG, X.; SUN, C.; GAO, S., WANG, L.; SHUOKUI, H. **Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus***. *Chemosphere*, vol. 44, no. 8, p. 1711-1721, 2001.

USO DE ESCÓRIA DE FERRO NO PROCESSO DE ELETROFLOCULAÇÃO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE TÊXTIL

**Rafaela De Maman¹, Gean Delise Leal Pasquali Vargas², Clarissa Dalla Rosa³,
Eduardo Pavan Korf⁴**

¹ Discente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

E-mail: rafaela.de.maman@gmail.com

^{2,3,4} Docente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

1. Introdução

A indústria têxtil se destaca como um dos setores mais poluentes em termos de volume e complexidade dos efluentes produzidos. Os processos de tingimento e acabamento contribuem de forma significativa na geração de águas residuais, além da utilização de corantes durante o processo produtivo, promovendo um efluente com características específicas, como cor intensa, alta demanda química de oxigênio (DQO), grande quantidade de sólidos dissolvidos e variação do pH (ZAROUAL et. al, 2006; CERQUEIRA et. al, 2009).

Devido a presença dos corantes, diversos impactos ambientais podem ser causados quando esse efluente é despejado sem o cumprimento das exigências da legislação. Assim, impossibilitando parcialmente a penetração de raios solares ao meio aquático dificultando a produção de alimento e oxigênio pelas plantas, excesso de soda afeta diretamente o crescimento e nutrição das plantas, a alta concentração de nitrogênio, fenóis, ferro e cromo acabam prejudicando a vida marinha e concentrações elevadas de DQO e DBO roubam o oxigênio do ecossistema afetado (BISCIO et. al, 2015; CHAKRABORTY, 2014).

Existem inúmeras técnicas físico-químicas, químicas e biológicas para o tratamento destes efluentes têxteis. Devido as implicações ambientais, além dos tratamentos convencionas, surgem pesquisas de novas tecnologias de tratamento para a degradação destes compostos, destacando-se os processos eletroquímicos (FORTINO, 2012; HOLKAR et al, 2016).

A eletrocoagulação é uma técnica amplamente aplicada para remoção de poluentes, sendo muito utilizada no tratamento de efluentes têxteis devido à sua capacidade ambiental, versatilidade, eficiência energética, segurança e rentabilidade. Utiliza equipamentos simples, de fácil operação, o que facilita a sua manutenção (KHANDEGAR & SOROHA, 2013). Um reator eletroquímico é composto por um eletrólito e dois eletrodos (cátodo e ânodo). Ocorrem nos eletrodos reações de oxirredução por meio da aplicação de uma corrente elétrica contínua, além disso, ocorre a liberação de um agente coagulante no efluente pelo ânodo através da oxidação do material. Já no cátodo, ocorre o processo de redução do eletrodo que libera íons de hidroxila ao meio. Após essa combinação de reações ocorre a eletrólise da água, produzindo oxigênio no ânodo e hidrogênio no cátodo, formando microbolhas e ocasionando a floculação das partículas presentes no efluente (MOLLAH et. al, 2004; VERMA, 2017).

Os materiais mais utilizados em tratamentos eletroquímicos são alumínio e ferro, porém outros materiais são utilizados como eletrodos em pesquisas, como: zinco, aço inoxidável, aço galvanizado, aço, grafite, platina e diamante (LEE e GAGNON, 2015), também podem ser utilizados resíduos da indústria como sucatas. A indústria de fundição do Brasil no primeiro semestre do ano de 2018 foi responsável por produzir aproximadamente 800.000 toneladas de fundidos, dentre esse valor 600.000 toneladas representam a produção de ferro fundido, volume 6% superior ao ano de 2017 (ABIFA, 2018). No processo de fundição de peças que contem ferro, é produzido um resíduo sólido chamado escória, este resíduo por sua vez é rico em ferro e por não ter outra aplicação, acaba tendo como destino final os aterros sanitários. Diante do contexto e visando a sustentabilidade do meio ambiente, o presente trabalho buscou abordar aplicação e avaliação da utilização escória de ferro proveniente de uma indústria de fundição, sendo usada como eletrodos no processo eletroquímico objetivando a remoção de cor de um efluente têxtil.

2. Materiais e métodos

Inicialmente, foi realizada a coleta das escórias de ferro e do efluente têxtil a ser tratado em uma empresa de fundição e outra de confecção de jeans da região. As escórias foram quebradas em pedaços menores, que foram pesados afim de se padronizar a massa de cada eletrodo, já o efluente têxtil foi coletado e refrigerado para sua conservação.

O efluente têxtil passou por uma caracterização inicial para conhecimento de parâmetros do efluente bruto, como cor, turbidez, pH, temperatura e condutividade elétrica (Tabela 1).

Tabela 1 – Caracterização do efluente têxtil bruto.

Efluente têxtil bruto				
Cor	Turbidez	pH	Temperatura	Condutividade
887,7 (mg Pt Co L ⁻¹)	1042 NTU	8,06	25 °C	673,7 uS/cma

Para a realização dos ensaios de eletrofloculação foi utilizado um reator de vidro com capacidade de 3 litros, a cada ensaio foi adicionado 1 g.L⁻¹ de NaCl, para facilitar a passagem da corrente elétrica. Os fios utilizados foram de bitola de 6 mm, descascados 10 cm para envolver a escória de ferro (Figura 1). A corrente aplicada variou de 0,3 a 0,9 Amperes e o tempo de eletrofloculação foi fixado em 1 hora por ensaio. Optou-se por realizar os ensaios em triplicata para cada corrente elétrica aplicada.



Figura 1 – Reator e escórias de ferro utilizadas como eletrodo no tratamento.

Após o término dos ensaios foram coletadas amostras, filtradas em papel filtro e realizada a leitura em um espectrofotômetro, no comprimento de onda 455 nm, para o conhecimento de suas concentrações finais.

3. Resultados e discussão

Foram calculadas as concentrações finais dos ensaios aplicados e consecutivamente as porcentagens de remoção de cor do efluente tratado (Tabela 2).

Tabela 2 – Resultados de remoção de cor e turbidez nos testes eletroquímicos.

Voltagem (A)	Concentração Final (mg Pt Co L ⁻¹)	Remoção de cor (%)
0,3	159,29	82,06
0,3	229,03	74,20
0,3	132,17	85,11
0,45	252,28	71,58
0,45	511,86	42,34
0,45	190,29	78,56
0,6	337,51	61,98
0,6	275,52	68,96
0,6	345,26	61,10
0,75	66,31	92,53
0,75	368,51	58,49
0,75	488,62	44,96
0,9	62,43	92,97
0,9	399,50	54,99
0,9	329,77	62,85

Analisando os resultados obtidos, encontrou-se eficiência de remoção de cor variando de 42 a 92%. Podemos atribuir como fator dessa grande variação a composição das escórias de ferro, onde não é possível ter o conhecimento preciso da concentração de ferro presente na composição de cada escória utilizada, visto se tratar de um resíduo produzido no processo de fundição. Mesmo com as variações relativas a composição das escórias presente nos ensaios, as remoções de cor encontradas demonstram uma boa eficiência, em comparação com os estudos de Vaz et al (2018), onde as remoções obtidas de corante foram de 98% utilizando eletrodos de ferro, podendo assim afirmar que nossos resultados foram satisfatórios.

Outros estudos realizados pela autora, utilizando eletrodos de escória de ferro para o tratamento de um efluente sintético elaborado no laboratório, apresentou 95% de remoção da cor em 25 minutos de tratamento. Neste estudo a viabilidade de se usar escória de ferro para eletrofloculação demonstra-se altamente eficiente, desse modo, também podemos atribuir ao comportamento diferente ao se aplicar em um efluente real, a composição mais complexa do efluente, apresentando outros compostos, como teor de DQO, DBO, fenóis, sólidos dissolvidos, fibras de tecido, entre outros, podendo acarretar em reações adversas ao tratamento, resultando em variadas eficiências de remoção de cor.

Trabalhos desenvolvidos utilizando corante sintético, como de Seki et al (2017), apresentou uma eficiência no tratamento de 90% na remoção de cor utilizando eletrodos de ferro, em um tempo de tratamento de 30 minutos, resultado que salienta a boa eficiência no tratamento do efluente real com as escórias, onde apresentou até 92% de remoção de cor, mesmo com sua composição mais complexa.

A partir da análise estatística dos dados obtidos, observa-se a variável corrente elétrica aplicada não apresenta significância no tratamento com 0,05%. Porém, Neto et al (2011) em seus estudos, destaca a importância da densidade elétrica aplicada ao tratamento eletroquímico, onde justifica que quanto maior a corrente elétrica aplicada maior é a formação de espécies coagulantes, que aceleram o processo de formação de partículas coloidais e, conseqüentemente, aumentam a eficiência do tratamento.

4. Conclusão

Apesar de o efluente têxtil ser de grande complexidade, o tratamento apresentou elevada remoção de cor do efluente, 92% em alguns ensaios, evidenciando que o tratamento de efluentes por eletrofloculação apresenta-se como uma importante alternativa à indústria têxtil. O uso de escória de ferro como eletrodo limita-se por apresentar incerteza na concentração de ferro em cada pedaço utilizado no tratamento, o que acarreta resultados variados para cada corrente elétrica aplicada. A corrente elétrica não se caracterizou como um parâmetro que afeta significativamente a remoção de cor do efluente têxtil.

5. Referências

BISCIO, V. et al. Reuse of textile wastewater after homogenization–decantation.pdf. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 122–128, 2015.

CARMELIO, J. S. et al. Guia ABIFA de Fundação. **Associação Brasileira de Fundação. São Paulo: ABIFA**, 2018.

CERQUEIRA, A.; RUSSO, C.; MARQUES, M. R. C. Electroflocculation for textile wastewater treatment. **Braz. J. Chem. Eng.**, São Paulo, v. 26, n. 4, dez. 2009.

CHAKRABORTY, J. N. Wastewater problme in textile industry. In: Fundamentals and Practices in Colouration of Textiles. [s.l.] **Woodhead Publishing India PVT. LTD**, 2014. p. 515–545.

FORTINO, P. Pós-tratamento de efluente têxtil usando coagulação/floculação combinado com processos de separação por membranas. [s.l.] Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2012.)

HOLKAR, C. R. et al. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 351–366, 2016.

KHANDEGAR, V.; SAROHA, A.K. Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent e A Review. **Journal of Environmental Management**, 2013.

LEE, S. Y.; GAGNON, G. A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. **Environmental Reviews**, v. 22, n. 4, p. 421-429, 2014.

MOLLAH, M. Y. A.; MORKOVSKY, P.; GOMES, J. A.G.; KESMEZ, M.; PARGA, J.; COCKE, D. L. **Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation**. Journal of Hazardous Materials. 2004. 12p.

NETO, S. A.; MAGRI, T. C.; SILVA, G. M.; ANDRADE, R. A. Tratamento de resíduos de corante por eletrofloculação: um experimento para cursos de graduação em química. **Química Nova**, vol. 34, Nº 8, 1468 – 1471, 2011.

SEKI, C. C.; SILVA, D. C.; ARGONDIZO, A.; SILVA, A. P. utilização de eletrodo de leito fixo no tratamento de efluente têxtil por eletrocoagulação. **XII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**. UFSCar, São Carlos – SP, 2017.

VAZ, O. M.; MAYER, B.; EYNG, E.; FRARE, M. L. Avaliação da aplicação da taxa de corrente elétrica em reatores eletroquímicos em batelada e fluxo contínuo destinados ao tratamento de efluente têxtil. **6º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves, RS. 2018.

VERMA, A. K. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. **Journal of Water Process Engineering**, 2017.

ZAROUAL, Z.; AZZI, M.; SAIB, N.; CHAINET, E. Contribution to the study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent. **Journal of Hazardous Materials**, 2006.

REMOÇÃO DE *p*-NITROFENOL ATRÁVES DE PROCESSO ADSORTIVO UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO PRODUZIDO A PARTIR DE UM SUBPRODUTO AGROINDUSTRIAL

Davison José Bezerra de Oliveira Silva¹, Gean Delise Leal Pasquali Vargas²,
Adriana Dervanoski³

¹ Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA, UFFS, Campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos. davison_silva@uffs.edu.br

² Docente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – PPGCTA, UFFS, Campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

³ Docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da UFFS, Campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

1. Introdução

Desde a revolução industrial vem crescendo os padrões de consumo humano, as atividades antrópicas e industriais. Aumentam também a poluição do meio ambiente devido à liberação de efluentes não tratados contendo grandes quantidades de compostos químicos e poluentes tóxicos (ENNIYA *et al.*, 2018).

O *p*-nitrofenol está entre estes poluentes tóxicos, sendo um composto que pode ser assimilado pelas vias respiratórias, sistema digestivo ou pela pele, é bioacumulativo na cadeia alimentar e carcinogênico. O *p*-nitrofenol possui assim significativo risco para a saúde de humanos, animais e meio ambiente e sua presença em águas ou efluentes é um obstáculo para uso ou reuso (ZHENG *et al.*, 2017).

Dentre os vários processos utilizados na remediação dos efluentes industriais, a adsorção que utiliza materiais de baixo custo como adsorvente vem ganhando destaque como uma alternativa promissora. Nos últimos anos o uso de subprodutos e resíduos agroindustriais na remediação de ambientes contaminados através de adsorção, tem recebido notoriedade devido à alta quantidade de resíduos que a agroindústria gera e, por sua vez, podem produzir sérios problemas de disposição final (OLIVEIRA *et al.*, 2018).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o processo adsortivo utilizando carvão ativado produzido a partir do subproduto agroindustrial semente de pêsego como adsorvente na remoção de *p*-nitrofenol presente em efluente sintético, visando aplicação em processos de tratamento de efluentes industriais.

2. Materiais e métodos

Neste trabalho, todos os reagentes utilizados foram de grau analítico. Os experimentos de adsorção foram realizados em batelada e ao final de cada ensaio as amostras foram filtradas e os teores de *p*-nitrofenol foram quantificados antes e após a execução dos experimentos através de Espectrômetro UV-Visível, no comprimento de onda de maior absorbância (400 nm) (CHEN *et al.*, 2017). O limite de detecção do método foi de 0,2 mg.L⁻¹ e o de quantificação foi de 150,0 mg.L⁻¹.

Para realização de todos os ensaios foram utilizados erlenmeyer de 250 mL, contendo 100 mL de solução de *p*-nitrofenol à 100 mg L⁻¹, esta concentração pode ser considerada existente em efluente de processo na indústria (TORRELLAS *et al.*, 2017). Os ensaios foram realizados com auxílio de mesa agitadora com temperatura controlada (20°C).

2.1 Rendimento de produção do material adsorvente

As sementes de pêssego foram separadas da polpa, pesadas em balança analítica, seca em estufa a 100 °C por 24 horas, trituradas em moinho de facas. A ativação foi realizada misturando sementes de pêssego trituradas e secas com ácido fosfórico (H₃PO₄) à 85 % (2:1 massa:volume) (ENNIYA *et al.*, 2018). Após ativação, o carvão ativado foi lavado e seco em estufa à 105 °C por 24 horas e posteriormente, peneirado e classificado numa série de peneiras nas granulometrias de: <0,6; 0,6 a 0,8 e 0,8 a 1,0 mm. Foi calculado o rendimento da produção de carvão ativado através do balanço de massa entre a massa bruta de semente de pêssego recém separada da polpa e a massa resultante após todas as etapas do processo de produção do carvão.

$$\text{Rendimento Percentual Final da Produção do Carvão Ativado} = \frac{\text{Massa Final do carvão ativado produzido}}{\text{Massa bruta inicial da Semente}} \cdot 100\%$$

2.2 Estudo da influência do pH inicial da solução de *p*-nitrofenol na adsorção

O efeito do pH inicial da solução de *p*-nitrofenol foi avaliado através da realização dos experimentos de adsorção em soluções de *p*-nitrofenol na concentração de 100 mg.L⁻¹, na faixa de pH 2 a 12, ajustados com soluções de ácido clorídrico (0,1 mol L⁻¹) ou hidróxido de sódio (0,1 mol L⁻¹). Para os experimentos, foi utilizado o carvão calcinado à 450 °C com granulometria de 0,6 à 0,8 mm, velocidade de agitação de 75 rpm à temperatura de 20 °C (parâmetros centrais do Planejamento Fatorial descrito na secção 3.5). O tempo utilizado foi de 60 min e a concentração de carvão ativado foi de 1 gL⁻¹.

2.3 Estudo da influência da concentração do adsorvente na adsorção

Foi realizado o ensaio para avaliar a relação entre as concentrações de material adsorvente utilizadas, o percentual (%) de remoção e a capacidade adsortiva *q*.

Foram utilizadas concentrações de adsorvente iguais a 0,2 g; 0,6 g; 1,0 g; 1,4 g; 1,8 g; 2,2 g; 2,6 g por litro de solução.

2.4 Estudo Cinético

Foi utilizado o carvão calcinado à 450 °C com granulometria de 0,6 à 0,8mm, velocidade de agitação de 75 rpm à 20 °C. A concentração de carvão ativado foi de 1 gL⁻¹.

Os tempos de contato entre o adsorvente com as respectivas soluções foram de 0, 1, 3, 5, 10, 15, 30, 45, 60, 75, 100, 115, 130, 145 minutos. Após cada tempo as amostras foram retiradas, filtradas e quantificadas. Através das respostas de capacidade adsortiva foi observado o tempo em que o sistema atinge o equilíbrio.

3. Resultados e discussão

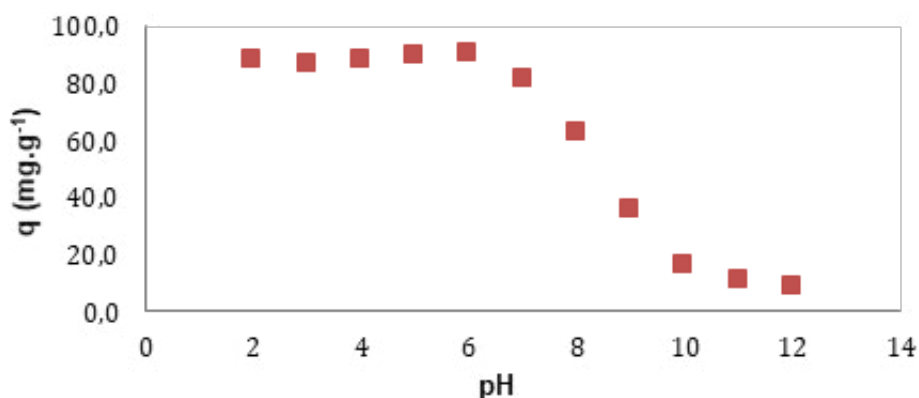
3.1 Rendimento de preparação do material adsorvente

Os resultados obtidos mostraram um rendimento final na produção de carvão ativado proveniente de semente de pêssigo de 72,03 %. Um comparativo com o carvão ativado produzido com resíduo de casca de acácia negra (LINHARES *et al.*, 2016) e vagens de flamboyant (VARGAS, 2010) que apresentaram rendimentos finais aproximadamente iguais à 40% e 28%, respectivamente, revela que o carvão ativado produzido a partir de semente de pêssigo possui bom rendimento.

3.2 Estudo da influência do pH inicial da solução de *p*-nitrofenol na adsorção

Os resultados obtidos para os ensaios realizados variando-se o pH inicial das soluções de *p*-nitrofenol, possibilitaram verificar o efeito deste parâmetro no processo adsorptivo e são apresentados Figura 1.

Figura 1 – Avaliação do efeito do pH inicial no processo de adsorção



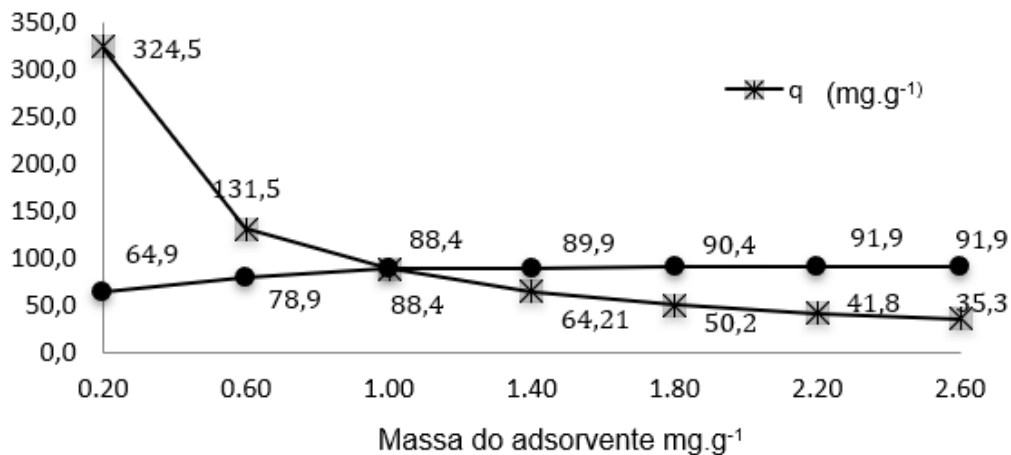
Na Figura 1, verifica-se que as maiores capacidades adsorptivas são obtidas na faixa ácida de pH. O maior “q” foi alcançado na condição inicial de pH 6 (90,40 mg.g⁻¹). Este pH é próximo ao que a solução *p*-nitrofenólica possui naturalmente (5,5).

Segundo Muranaka (2010) o pH da solução afeta as cargas na superfície do adsorvente, assim como influencia na ionização de diversos solutos.

3.3 Estudo da influência da concentração do adsorvente na adsorção

O estudo da concentração do adsorvente visou a otimização do uso dos carvões ativados produzidos de modo que seja encontrado o ponto ótimo entre a massa de adsorvente utilizada e as respostas da capacidade adsorptiva em porcentagem de remoção do contaminante. Os resultados estão apresentados na Figura 2.

Figura 2 -Efeito da variação da concentração do adsorvente preparado a partir de semente de pêsego na adsorção de *p*-nitrofenol (C_0 de *p*-nitrofenol = 100 mgL^{-1}).

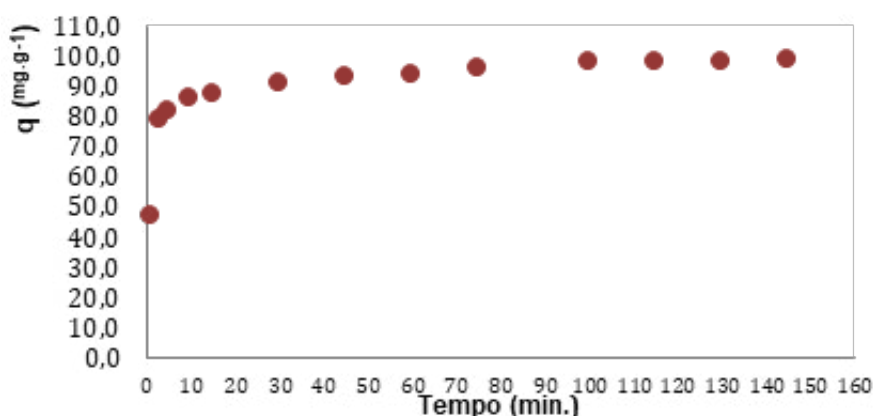


Pela gráfico, observamos que a interseção das curvas capacidade adsorptiva e % de remoção ocorre no 3º ponto da sequência de aumento de massa ($1,0 \text{ g.L}^{-1}$). Esta concentração de adsorvente proporciona valores simultaneamente relevantes tanto para a capacidade adsorptiva, quanto para a % de remoção ($q = 88,4 \text{ mg.g}^{-1}$ e %remoção = 88,4%), sendo este então o valor escolhido para a sequência dos testes adsorptivos.

3.4 Estudo Cinético

Pela análise da curva do gráfico do estudo cinético, a adsorção de *p*-nitrofenol foi considerada rápida e favorável, pois acontece uma relevante parcela da adsorção nos primeiros 20 minutos, como é apresentado no gráfico da Figura 3.

Figura 3 - Avaliação da influencia do tempo transcorrido na adsorção de *p*-nitrofenol



A adsorção rápida está relacionada à possibilidade dos processos de sorção ocorrerem principalmente na zona da superfície do adsorvente e não nos microporos. Ainda pela Figura 3 é possível observar que ocorre uma constância nos resultados da capacidade adsorptiva “ q ” (equilíbrio de adsorção) a partir de, aproximadamente, 100 minutos de iniciado o processo adsorptivo.

4. Conclusão

A partir dos resultados obtidos concluiu-se que o rendimento final percentual da produção do carvão ativado produzido a partir do subproduto semente de pêssego foi de 72,03 %, rendimento elevado se comparado à dados da literatura para outros subprodutos

Na avaliação da influência do pH inicial da solução de *p*-nitrofenol as maiores capacidades adsorptivas foram obtidas na faixa ácida de pH (2 - 6). A massa ótima encontrada com resultados de capacidade adsorptiva e % de remoção do *p*-nitrofenol foi de 1 g.L⁻¹ ($q = 88,4 \text{ mg.g}^{-1}$ e %remoção = 88,4%). A evolução cinética foi rápida ocorrendo a maior quantidade de adsorção nos primeiros 20 minutos. Os valores de capacidade adsorptiva mantem constância a partir de, aproximadamente, 100 minutos de iniciado o processo adsorptivo.

Por apresentar disponibilidade em abundância, boa capacidade adsorptiva nos testes realizados e ser renovável, o material adsorvente estudado apresenta-se como alternativa técnica viável para o tratamento de efluentes contendo *p*-nitrofenol.

5. Referências

- CHEN, J.; SUN X.; LIN, L.; DONG, X.; HE, Y. **Adsorption removal of o-nitrophenol and p-nitrophenol from wastewater by metal-organic framework Cr-BDC**. Chinese Journal of Chemical Engineering, v. 25, p. 775-781, 2017.
- ENNIYA, I.; RGHIOUI, L.; JOURANI, A.; Adsorption of hexavalent chromium in aqueous solution on activated carbon prepared from apple peels. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 7, p. 9-16, 2018.
- LINHARES, F. A.; MARCILIO, N. R.; MELO, P. J. Estudo da produção de carvão ativado a partir do resíduo de casca da acácia negra com e sem ativação química. **Scientia cum industria**, v.4, n. 2, p. 74-79, 2016.
- MURANAKA, C. T. Combinação de Adsorção por carvão ativado com processo oxidativo avançado (POA) para tratamento de efluentes contendo fenol. **Tese de doutorado**. São Paulo-SP, Ed. USP, 2010.
- OLIVEIRA, F. M.; COELHO, L. M.; MELO, E. I. Avaliação de processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante azul de metileno. **Revista Matéria**. v. 23, n.04, 2018.
- TORRELLAS, Á. S.; MARTINEZ, M. M.; GOMES, H. T.; OVEJERO, G.; GARCÍA, J. Enhancement of *p*-nitrophenol adsorption capacity through N₂-thermal-based treatment of activated carbons. **Applied Surface Science**. p. 424-434, 2017.
- VARGAS, A.M.M. Preparação e caracterização de carvões ativados obtidos a partir de vagens de Flamboyant (*Delonix regia*) mediante ativação química com NaOH. Dissertação de mestrado. Programa de Pos-Graduação em Química da Universidade Estadual de Maringá (**PPGQ – UEM**), 2010.
- ZHENG, H.; GUO, W.; LI, S. ; CHEN, Y. WU, Q.; FENG, X.; YIN, R.; HO, H. S.; REN, N. Adsorption of *p*-nitrophenols (PNP) on microalgal biochar: Analysis of high adsorption capacity. **Bioresource Technology**, v. 244, Part 2, p. 1456-1464, 2017.

DIMENSIONAMENTO DE UM SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO NA MICROBACIA DO ARROIO BARRACÃO, MUNICÍPIO DE GUAPORÉ-RS

Fernando Frigo Migliorini¹, Marcelo Luis Kronbauer²

¹ Acadêmico do Curso de Engenharia Civil – UNIVATES. E-mail: fernando-frigo@universo.univates.br

² Mestre em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Santa Cruz do Sul e Docente na Universidade do Vale do Taquari – UNIVATES

1. Introdução

A constituição brasileira assegura o direito ao saneamento básico, através da Lei Federal 11.445 estabelecida em janeiro de 2007, que institui as atividades abrangidas pelo saneamento básico. Sendo este definido como um conjunto de serviços com infraestrutura de tratamento e posterior distribuição de água, coleta e tratamento de esgotos, controle de águas pluviais, e também a coleta e destinação de resíduos sólidos. A lei ainda determina a obrigatoriedade da elaboração de um plano de saneamento básico pelos municípios, onde visa a qualidade de vida dos habitantes.

Através da Lei 11.445/2007, foi determinado um instrumento que viabiliza o planejamento e a prestação de serviços, para assegurar a saúde pública. Mas devido a necessidade de grandes investimentos nesta área, se torna precária a garantia de condições ao acesso e de qualidade dos serviços, gerando com isso, um enorme déficit no processo de inserção ao saneamento. Onde no âmbito da esfera pública, deve assegurar os serviços citados acima, de maneira que a sociedade possa usufruir de forma digna esses elementos que são cruciais a sobrevivência humana (SANTANA, 2014).

Tiscoski (2009) relata que os serviços de saneamento estão conectados com a melhora da qualidade de vida, juntamente com a proteção ao meio ambiente. Porém o acesso universal aos benefícios do saneamento é ainda uma meta a ser obtida por toda a sociedade, que demanda um envolvimento mutuo dos segmentos sociais em conjunto com o poder público.

A escassez de saneamento básico resulta em diversas falhas de infraestrutura urbana e habitação, juntamente com outros casos que tornam agravante a questão socioambiental das cidades, deixando as condições de vida mais precárias, para a maioria da população (SOUZA, 2002). No Brasil, o saneamento básico é aceito como um serviço de política social, essencial para a saúde pública e ambiental. Tornando-se assim uma meta social por ser indispensável à vida humana e a proteção ao meio ambiente, evidenciando seu caráter público e o Estado mantendo o dever a sua promoção (FUNASA, 2006).

No que se refere a cidade de Guaporé, conforme pesquisas do IBGE (2010), 64% dos domicílios urbanos da cidade contavam com rede geral ou pluvial de esgoto, 33% possuíam fossa séptica, e somente 2% tinham fossa rudimentar ou com o despejo em rios e lagos. Destaca-se que a rede geral se refere a rede pluvial mista e não abrange necessariamente um tipo de destinação apropriada para o esgotamento sanitário.

Conforme o PMSB (2017), precisa-se saber que a drenagem pluvial do município junta o recebimento do sistema de esgotos sanitários, isso quer dizer que, o sistema é misto. Ainda, o sistema de drenagem pluvial foi ampliado ao longo do tempo, não tendo um projeto global de

dimensionamento, resultando em redes subdimensionadas e sem as devidas atualizações com a realidade, bem como com o crescimento da cidade. Logo, o dimensionamento da rede pluvial precisaria considerar as vazões de esgotos mais vazão das chuvas, que não se constatou. Além disso, no estudo feito, a vazão de esgoto que colabora para a drenagem pluvial é de aproximadamente de 5.424.000 L/dia, provocando uma sobrecarga ainda maior para as redes de microdrenagem.

Conferiu-se ainda a existência de aporte de efluente industrial, tratado e não tratado, lançado diretamente na rede pluvial. Este volume não pôde ser estimado por ser uma atividade ilegal, não sendo impossível a contabilização do real acréscimo de efluentes industriais na rede de microdrenagem. Existem graves falhas na infraestrutura, conservação e manutenção, com pontos de deterioração dos materiais, e também condutos pluviais com problemas de assoreamento, lançamento de lixo e presença de resíduos. Esses fatores são agravados por conta do crescimento da cidade, dos desmatamentos para a urbanização, do aumento do grau de impermeabilização do solo, das ocupações impróprias em localidades sob influência das águas, bem como da erosão (PMSB, 2017).

De maneira geral, o sistema que existe na cidade, faz com que as águas correram por meio de inclinações contidas nas ruas, conduzindo-as para a sarjeta, e por meio da força gravitacional, correm pelas laterais destas vias, tomando a direção das bocas de lobo ou caixas coletoras com grades, sendo transportadas por meio de tubos subterrâneos para áreas baixas, desaguando em um curso hídrico (PMSB, 2017).

A cidade de Guaporé não possui sistema coletivo de tratamento de efluentes (esgoto). O esgotamento sanitário da cidade é do modelo individual, ou seja, efetivado em cada lote habitacional, onde conforme Von Sperling (1995), os sistemas individuais são propícios para residências unifamiliares. E hoje em dia, além do sistema individual estabelecido em cada lote habitacional, está sendo feita a exigência em loteamentos novos para a colocação da rede coletora de esgoto, do modelo separador absoluto (rede seca), pois, até a implantação do sistema coletivo de tratamento, esta permanecerá inutilizada, feita somente como espera.

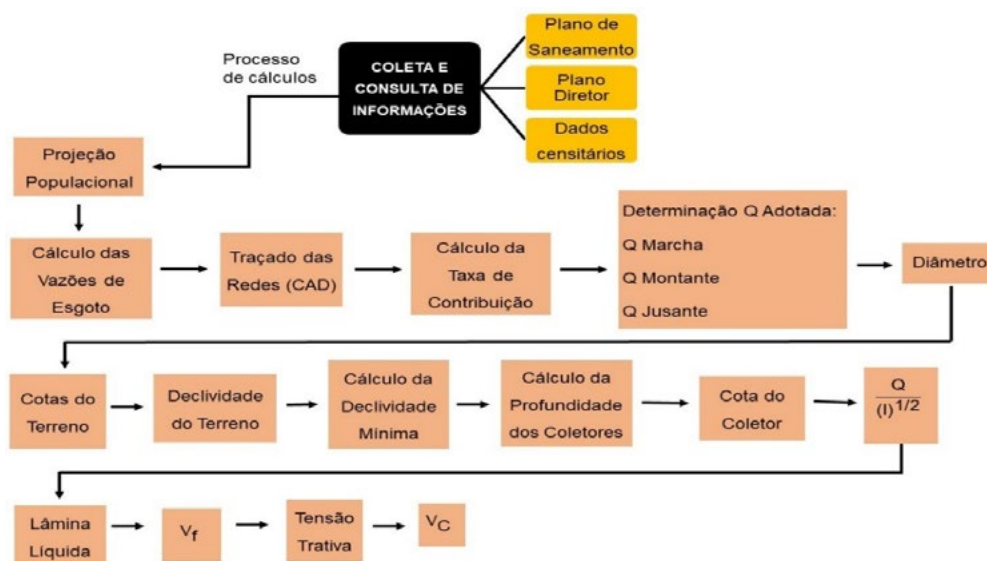
Analisando o caso, fica evidente a importância de novos estudos de saneamento básico, especialmente em questão de esgotamento sanitário, que necessitam de investimentos sustentáveis e que promova a melhora da qualidade de vida dos habitantes e à preservação do meio ambiente.

Portanto, este trabalho propõe uma visão viável e técnica de um sistema de esgotamento sanitário da cidade de Guaporé, visto que a cidade conta apenas com sistema de esgotamento sanitário do tipo individual, viabilizando esta pesquisa, pois a cidade cresceu demasiadamente nas últimas décadas, comportando um sistema coletor avançado.

2. Materiais e métodos

Conforme Telles (2014), a rede coletora de esgoto é constituída por um conjunto de condutos conectados entre si, cobrindo as ruas do local a que serve, podendo ser nomeadas de redes simples as que são constituídas de uma canalização única por rua, ou ainda, sendo denominadas de redes duplas, as que possuem canalização distribuída uma em cada calçada, onde que em cada nó, ou ponto de singularidade é colocado um órgão acessório como um poço de limpeza nas cabeceiras. Após a definição do tipo de rede que será adotada, há uma série de cálculos a serem feitos para que desta maneira seja possível realizar o dimensionamento da rede coletora, o passo a passo pode ser verificado no fluxograma representado na Figura 01:

Figura 01: Fluxograma da ordem de realização do estudo de concepção



Fonte: Autoria própria (2019).

Para obter uma compreensão do tema realizou-se um levantamento dos conceitos indispensáveis para um novo plano de redes coletoras de esgotos sanitários. Utilizando as normas da ABNT NBR 9648/1986, NBR 9649/1986, NBR 14486/2000 como base, juntamente com a Lei 11445/2007, bem como livros para pesquisas e o Plano Diretor elaborado para o Município de Guaporé.

3. Resultados e discussão

Realizou-se o estudo de concepção para a projeção do sistema num período de 20 anos, estimando o crescimento da população de acordo com o censo do IBGE para a quantidade de habitantes que irão utilizar a rede de esgotos.

O projeto da rede coletora foi elaborado de acordo com as características de implantação, seguindo como base o projeto urbanístico, levantamentos topográficos e planialtimétricos da área, bem como curvas de níveis da microbacia do Arroio Barracão. Sendo a coleta de esgoto do tipo separador absoluto, orientado em função das condições de escoamento por gravidade, dimensionada para atender a vazão inicial e final de projeto.

O projeto segue diretrizes da CORSAN, onde a rede foi dimensionada usando tubos de PVC com diâmetro mínimo de 150 mm, sempre atendendo a lâmina d'água mínima de $Y/D = 0,75$ e com uma tensão trativa de 1,0 Pa, garantindo a autolimpeza das tubulações. Os cálculos farão uma previsão da taxa de infiltração de 0,0001 l/s.km para a rede coletora, e uma vazão mínima por trecho de 1,5 l/s recomendada pela NBR 9649.

4. Conclusão

Tendo por base a bibliografia consultada e materiais e informações coletadas nos órgãos públicos do município, foi possível realizar o diagnóstico da situação do esgotamento sanitário em Guaporé para posteriormente realizar um estudo de concepção.

Conclui-se que o presente trabalho serve de base para a posterior realização do projeto executivo e implantação do sistema de esgotamento no município, colaborando para o progresso da infraestrutura de saneamento básico em Guaporé e, por conseguinte, para garantir a recuperação do meio ambiente e qualidade de vida dos habitantes.

5. Referências

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de jan. de 2007.** Estabelece Diretrizes Nacionais Para O Saneamento Básico; Altera As Leis nos 6.766, de 19 de Dez. de 1979, 8.036, de 11 de Mai. de 1990, 8.666, de 21 de Jun. de 1993, 8.987, de 13 de Fev. de 1995; Revoga A Lei no 6.528, de 11 de Maio de 1978; e Dá Outras Providências. Brasília, 2007.

SANTANA, Henrique Batista de. **A Importância do Saneamento Básico na Área Urbana do Município de São João do Rio do Peixe, com um Enfoque no Esgotamento Sanitário.** 2014. 67 f. TCC (Graduação) - Curso de Licenciatura em Geografia, Universidade Federal da Campina Grande, Cajazeiras - PB, 2014.

TELLES, J. R. **Dimensionamento de Rede de Esgoto Sanitário Considerando o Uso de Diâmetros não Progressivos Calculados com o Programa SANCAD.** Palhoça, 2014. Universidade do Sul de Santa Catarina – UNISUL, 2014.

TISCOSKI, C.L.; Brasil. Sec. Nacional de Saneamento Ambiental Programa de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento. **Caderno metodológico para ações de educação ambiental e mobilização social em saneamento.** Brasília, 2009.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ETE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE FRIGORÍFICO E SALGA DE COUROS

Taiane Lopes Schmidt¹, Maria Amélia Zazycki²

¹ Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal do Pampa – Campus Caçapava do Sul, taiane.schmidt@gmail.com.

² Doutoranda em Engenharia Química, Professora Substituta da Universidade Federal do Pampa – Campus Caçapava do Sul, mazazycki@gmail.com.

1. Introdução

Indústrias frigoríficas possuem rigorosas exigências sanitárias devido ao beneficiamento e produção essencialmente de bens para consumo humano. Estas atividades são classificadas, através das legislações vigentes no país, com alto potencial poluidor, principalmente por causa dos efluentes com elevadas cargas orgânicas. Um dos resíduos gerados no abate, utilizado para comércio, são os couros que são armazenados em um ambiente denominado salga. Na salga é adicionado cloreto de sódio para manter o couro, até que seja transportado até o curtume para beneficiamento.

Neste contexto o principal objetivo do trabalho foi caracterizar o efluente líquido advindo do abate de animais e da salga de couros na estação de tratamento de esgoto - ETE avaliando o potencial poluidor, a eficácia do tratamento, indicando a necessidade de separação dos efluentes para tratamento. Propõe-se esta pesquisa com o intuito de preservar os recursos hídricos e minimizar os impactos ambientais da atividade.

2. Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

O frigorífico, situa-se na região de São Borja/RS (Figura 1). Neste estabelecimento abate-se em torno de 200 cabeças/mês contando com 8 funcionários trabalhando 8h/dia, sendo que os abates são realizados de terça-feira à sexta-feira com uma média de 12 à 13 cabeças/dia. Na Figura 2 pode ser observada a localização do frigorífico, onde está destacada a ETE (constituída por duas lagoas de tratamento), a salga de couros e o abatedouro.



Figura 1 - Município de São Borja/RS e abatedouro



Figura 2 – Localização do frigorífico e locais de estudo

2.2 Características e composição do efluente

A origem e composição do efluente da ETE está descrita na Tabela 1. Os dados foram obtidos em pesquisa de campo.

Tabela 1 – Origem e composição dos despejos do abatedouro

Origem	Resíduos
Lavagem de currais e animais	Esterco e materiais terrosos
Sala de matança	Sangue, pelos e materiais graxos
Remoção e lavagem de entranhas	Conteúdo estomacal e líquidos
Preparo das cabeças	Carne, gordura e sangue
Salga de couros	Sais, gorduras e sangue

Fonte: Autora, 2019

Para a caracterização do efluente foi analisado parâmetros físicos e químicos, conforme Tabela 2. Para a definição destes parâmetros, foi considerado as resoluções CONAMA nº 357 de 2005 e CONSEMA nº 355 de 2017 que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos no Rio Grande do Sul. Os testes foram realizados em triplicata e a coleta foi realizada em três pontos de cada lagoa (início, meio e fim do processo)

Tabela 2 – Parâmetros e ensaios realizados com o efluente

Parâmetro	Ensaio	Referência
Acidez	Titulação potenciométrica	Normas Técnica Interna 004 – São Paulo: SABESP, 2004.
Alcalinidade	Titulação potenciométrica	Normas Técnica Interna 004 – São Paulo: SABESP, 2004.
Cloretos	Método argentométrico	Normas Técnica Interna 004 – São Paulo: SABESP, 2004.
Demanda Química de Oxigênio	Método A – titulação	Norma Técnica Interna 004 – São Paulo: SABESP, 1997.
pH	pHmetro	Normas Técnica Interna 004 – São Paulo: SABESP, 2004.

Fonte: Autora, 2019

2.3 Caracterização qualitativa do efluente

Para caracterizar qualitativamente o efluente, calculou-se as relações dimensionais entre carga (1) e concentração (2). A carga representa quantidade de poluente no afluente por unidade de tempo em uma ETE.

$$Carga_{DBO} = Concentração \times Vazão \frac{Concentração \times Vazão}{1000} \quad (1)$$

$$Concentração_{DBO} = \frac{Carga \times 1000}{Vazão} \quad (2)$$

3. Resultados e discussão

A Tabela 3 mostra os resultados obtidos nos testes realizados com o efluente da ETE do abatedouro.

Tabela 3 – Resultados dos testes de qualidade do efluente líquido

Parâmetro	Lagoa 1	Lagoa 2
Acidez	99,5 mg CaCO ₃ /L	99,5 mgCa CO ₃ /L
Alcalinidade	1.515 mg CaCO ₃ /L	2.169,48 mg CaCO ₃ /L
Cloretos	836,36 mg Cl ⁻ /L	757,64 mg Cl ⁻ /L
Demanda Química de Oxigênio	2.400 mg O ₂ /L	240 mg O ₂ /L
pH	7,08	7,48

Fonte: Autora, 2019

Os parâmetros pH, acidez e alcalinidade indicam as características químicas da água. O pH, segundo Sawyer et. al (1994), pode influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente, estando diretamente associado nos tratamentos biológicos de esgotos, como no frigorífico estudado, influenciando decisivamente no processo de manutenção microbológica. Considerando a legislação vigente, os valores de pH devem encontrar-se entre 7,0 a 9,0, assim, para este parâmetro, o resultado é satisfatório em ambas as lagoas.

A rigorosidade de limpeza e manutenção sanitária em frigoríficos faz com estes estabelecimentos utilizem quantidades consideráveis de agentes químicos, que quando em reações no próprio sistema de tratamento de esgoto formam ácidos minerais diretamente associados aos valores de acidez. A importância do controle deste parâmetro relaciona-se com a corrosão. Não são encontrados valores definidos para acidez, apesar da sua importância, sendo legalmente controlado pelos valores de pH.

A alcalinidade, assim como a acidez, não é descrita nas legislações, ficando este efeito limitado pelo valor do pH. Entretanto, em tratamentos de esgotos com digestão anaeróbia de lodos, considera-se necessária a presença de alcalinidade de bicarbonatos elevada, estando entre 1000 e 5000 mg/L de CaCO₃, com o objetivo de produzir quedas bruscas de pH em casos de desequilíbrio. Desta forma, os valores de alcalinidade encontrados em ambas as lagoas estão dentro das condições descritas, ocasionando, em casos de desequilíbrios, quedas no pH.

A presença de cloretos no sistema de tratamento se dá em função da salinidade advinda da salga de couros do abatedouro. Neste matadouro, o efluente gerado na salga é enviado para

as mesmas lagoas de tratamento que recebem os resíduos do abate. Cloreto não é um parâmetro indicado na Resolução CONSEMA 355/17, pois não é comum de ser encontrado em efluentes, entretanto, segundo a Resolução CONAMA 357/05, os valores toleráveis para águas classes 1 e 2, são de 250 mg Cl⁻/L. Então, o efluente deste abatedouro não pode ser enviado ao corpo receptor pois não encontra-se dentro dos padrões exigidos.

A Demanda Química de Oxigênio indica a quantidade de oxigênio necessário para a oxidação da matéria orgânica do sistema de tratamento. De acordo com a Resolução CONSEMA 355/17, a definição de valores de DQO para fontes poluidoras, com uma vazão menor que 100 m³/d é de 330 mg/L. Para este parâmetro, os valores de DQO no efluente do frigorífico, na segunda lagoa, possui um valor aceitável.

Para a determinação de dimensionamento de cargas e concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e o teor de Sólidos Sedimentáveis (SSd), utilizou-se as equações citadas acima, com valores tabelados da NBR 7.229 de 1993 e Von Sperling (1998). Os resultados para efluente industrial estão descritos na Tabela 5, nos cálculos, admitiu-se como carga específica de DBO o valor médio de 6 Kg de DBO/boi abatido e, 5 kg/dia de boi abatido para sólidos sedimentáveis.

Tabela 4 – Resultados para cargas e concentrações de DBO do efluente sanitário

Parâmetro	Resultado
Carga de DBO _{industrial}	78.000 g DBO/dia
Concentração de DBO _{industrial}	6.000 mg/L

Fonte: Autora, 2019

Assim, tem-se uma carga de DBO de 78.000 g/dia, sendo, 78,00 kg/dia e ainda, uma concentração de 6.000 mg/L de DBO. Por fim, o teor de sólidos sedimentáveis do despejo é de 65 Kg/dia.

4. Conclusão

Os testes realizados para parâmetros químicos e físicos, indicaram que, de acordo com o pH e DQO os valores são aceitáveis dentro das legislações. Entretanto, os valores encontrados para cloretos, indicam que estes estão acima dos toleráveis, evidenciando-se uma problemática quando o efluente for enviado ao corpo receptor. Nota-se, uma pequena mudança das quantidades de cloretos nas lagoas 1 e 2, indicando a persistência deste poluente e que o tratamento não é eficaz para este parâmetro. Em cálculos, observa-se a presença de 1,4 gramas de cloreto de sódio (NaCl) na lagoa 1 e 1,25 gramas de NaCl na lagoa 2. Os cloretos, quando encontrados em corpos hídricos, segundo Von Sperling (1998), alteram as características dos ecossistemas aquáticos naturais, influenciando na pressão osmótica em células de microrganismos. Em termos de cálculos de DBO e cargas presentes no efluente, nota-se que são altamente orgânicas e que o tratamento em lagoas aeróbicas e facultativas é efetivo. Assim, conclui-se que há necessidade de melhorias e separação do efluentes advindos da salga de couros e abatedouro. Por apresentarem resíduos diferentes como indicado na Tabela 1, não podem ser tratados em conjunto, pois diminuem a eficácia do sistema de tratamento.

5. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7.229: Projeto, construção e operação de tanques sépticos.** Setembro de 1983.

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n. 357, 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água. Brasília, 17 março 2005.

BRASIL, Conselho Estadual do Meio Ambiente - CONSEMA. **Resolução n. 128, 13 de julho de 2017.** Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos no Estado do Rio Grande do Sul. Brasília, 13 jul. 2017.

Sawyer, C.N. & McCarty, P.L., Chemistry for Environmental Engineers. **Mc Graw-Hill Book Company**, 4. ed, 1994.

Sperling, M.V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte: 1998.

APLICAÇÃO DA ESCÓRIA DE FERRO EM PROCESSO DE ELETROFLOCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE COR

**Rafaela De Maman¹, Gean Delise Leal Pasquali Vargas², Clarissa Dalla Rosa³,
Eduardo Pavan Korf⁴**

¹ Discente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

E-mail: rafaela.de.maman@gmail.com

^{2,3,4} Docente no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental na Universidade Federal da Fronteira Sul, campus Erechim, RS. Laboratório de Efluentes e Resíduos.

1. Introdução

O segmento têxtil é um dos ramos em destaque na geração de efluentes líquidos. O alto consumo apresentado está ligado as diversas operações de lavagem, tingimento e acabamento dos tecidos, além da higienização da indústria (IMMICH, 2006). Devido a compostos orgânicos complexos e produtos químicos inorgânicos utilizados nos processos de produção, os efluentes têxteis são caracterizados como altamente poluidores. Os componentes excedentes das etapas de produção são agregados as águas residuárias, apresentando como principal característica a cor acentuada, provinda dos corantes utilizados (VERMA, 2017; BISCIO et al, 2015).

Os corantes caracterizam-se por apresentar em sua estrutura anéis aromáticos, os quais ocasionam problemas ambientais quando despejados inadequadamente no meio ambiente, como a contaminação dos recursos hídricos, a inibição da penetração da luz no meio aquático, resultando em danos à saúde humana, fauna e flora (AMORIM et al, 2009; HUANG et al, 2017).

Os corantes que se destacam em seu uso pela indústria têxtil são classificados como indigóides, classe à qual pertence o corante Índigo Blue. Estas substâncias apresentam uma complexa estrutura molecular, resistentes a degradação biológica, tornando sua remoção, após contato com o meio aquático, de grande dificuldade. O corante Índigo Blue apresenta coloração azul e é insolúvel em água, além de apresentar alta toxicidade ao meio ambiente. (HUNGER, 2003; PASCHOAL et al, 2005).

Usualmente processos convencionais de tratamento podem não se apresentar eficiência na remoção destes compostos, consequência de sua complexa estrutura. A partir disso, pesquisadores estão desenvolvendo processos eficientes de tratamento pra efluentes têxteis, tais como processos oxidativos avançados, separação por membranas, osmose reversa, adsorção (KISMIR & AROGUZ, 2011; YAGUB et al, 2014). Dentre as várias tecnologias disponíveis, a eletrofloculação tem se destacado em muitos estudos visando sua aplicação na remoção de diversos poluentes (FORMENTINI, 2012; GILI, 2015).

O processo de eletrofloculação baseia-se nos princípios de processos eletroquímicos, onde o efluente a ser tratado passa entre os eletrodos, placas de metais, dispostas paralelamente, alimentados por uma corrente elétrica contínua. Várias reações acontecem ao nível dos eletrodos, reduzindo os poluentes por oxidação, coagulação, floculação e sedimentação ou flotação. Os eletrodos de sacrifício geram íons metálicos, através do potencial elétrico aplicado, os quais hidrolisam e formam um

agente coagulante. A eletrofloculação se destaca por não utilizar produtos químicos auxiliares para a realização do tratamento, além disso, de fácil montagem e operação (CRESPILHO E REZENDE, 2004; KISMIR & AROGUZ, 2011,). Os materiais mais utilizados para o tratamento por eletrofloculação são alumínio e ferro, devido ao seu baixo custo, boa eficácia e maior disponibilidade, porém, diversos outros materiais como sucatas estão sendo usados em processos eletroquímicos. Deve-se observar se a composição desses materiais não causa efeitos adversos a saúde humana e ao meio ambiente (LEE e GAGNON, 2015).

No Brasil, em 2018, foram produzidas aproximadamente 800.000 toneladas de fundidos, onde 600.000 toneladas representam a produção de ferro fundido, retratando um volume 6% superior ao ano anterior (ABIFA, 2018). No processo de fundição para a produção das peças metálicas forma-se um resíduo sólido chamado escória, resíduo este rico em ferro, que tem como destino final os aterros sanitários. Tendo em vista a atual necessidade e importância da remoção de corantes em geral de efluentes contaminados e os riscos associados ao corante Índigo Blue, bem como a possibilidade de aplicação de um subproduto da indústria de fundição como eletrodo o que reduziria seu descarte em aterros, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o uso de escórias de ferro como eletrodos no tratamento de eletrofloculação para a remoção de cor de um efluente sintético contendo o corante Índigo Blue.

2. Materiais e métodos

Inicialmente, foram coletadas as escórias de ferro em uma empresa de fundição localizada na região. Estas foram quebradas em pedaços menores e separadas em pares com pesos semelhantes para sua utilização como eletrodos (Figura 1). O corante comercial utilizado apresentou diferentes tamanhos de granulometria o que poderia afetar nas concentrações a ser utilizadas, assim, optou-se por moer e peneirar para conseguir uma homogeneidade no pó do corante. O efluente sintético contendo o corante comercial Índigo Blue foi preparado em diferentes concentrações, variando de 50 a 80 mg L⁻¹.



Figura 1 – Escória de ferro utilizada como eletrodos.

Foi utilizado um reator de vidro com capacidade de 3 litros, fios de bitola de 6 mm descascados 10 cm para envolver a escória (Figura 2). A corrente elétrica aplicada nos ensaios variou de 0,3 a 0,9 Amperes, e a cada ensaio foram adicionados 1 g.L⁻¹ de NaCl, para facilitar a passagem da corrente elétrica no meio a ser tratado. O tempo de eletrólise foi fixado em 25 minutos.



Figura 2 – Reator e escórias de ferro utilizadas como eletrodo no tratamento.

Para cada ensaio realizado foi coletada uma amostra inicial e final ao tratamento de eletrofloculação. Estas amostras foram filtradas em papel filtro e realizada a leitura em um espectrofotômetro, no comprimento de onda 580 nm, para o conhecimento das concentrações iniciais e finais.

3. Resultados e discussão

Foram calculadas as concentrações iniciais e finais dos ensaios aplicados e consecutivamente as porcentagens de remoção de cor (Tabela 1) do efluente tratado. Nos dados obtidos, observa-se uma eficiente remoção da cor do efluente, variando de 68 a 95%. Esta variação de remoção e cor pode ser proveniente da composição das escórias de ferro utilizadas, onde não é possível ter o conhecimento preciso da concentração de ferro e outros constituintes presentes na composição de cada escória, uma vez que são resíduos sólidos de fundição e substituídas a cada novo tratamento.

Tabela 1 – Concentrações e remoção de cor nos tratamentos.

Ensaio	Concentração inicial (mg Pt Co L ⁻¹)	Concentração final (mg Pt Co L ⁻¹)	Remoção de cor %
1	91,41	23,86	73,90
2	76,51	5,08	93,36
3	97,12	10,39	89,30
4	69,78	3,04	95,64
5	69,78	15,49	77,80
6	66,51	4,06	93,89
7	67,33	4,67	93,06
8	71,41	22,84	68,02
9	69,16	4,47	93,54
10	46,31	14,47	68,75
11	105,08	10,18	90,31

Nos estudos de Verma (2017), foi aplicada a eletrofloculação em um efluente sintético contendo 200 mg.L^{-1} de corante, utilizando um eletrodo de ferro e outro de alumínio, obteve resultado de 86% de remoção de cor em 1 hora de tratamento. Para Seki et al (2017), ao se utilizar eletrodos de ferro e 30 minutos de tratamento em um efluente sintético, obteve 90% de remoção de cor. Isso demonstra uma boa eficiência de remoção de cor no nosso tratamento proposto, onde mesmo com a composição complexa das escórias de ferro obteve uma boa eficiência de remoção de até 95% de cor.

Outro ponto observado é a interferência da intensidade da corrente elétrica aplicada no tratamento, onde não se mostrou como um parâmetro de significância na eficiência da remoção de cor. Já, para Auoni et al(2009), em seus estudos a densidade da corrente elétrica aplicada apresentou grande importância no tratamento, obtendo 95% de remoção de cor na maior intensidade aplicada de 0,4 Amperes.

4. Conclusão

A eletrofloculação se mostrou eficiente no tratamento de efluente sintético contendo corante Índigo Blue, obtendo até 95 % de remoção. A intensidade da corrente elétrica não se caracterizou como um parâmetro que afeta significativamente a remoção de cor do efluente sintético tratado. O uso de escória de ferro como eletrodo limita-se por apresentar incerteza na concentração de ferro em cada pedaço utilizado no tratamento, o que acarreta resultados variados para cada teste realizado. Entretanto, a eletrofloculação é um método que possui muitos pontos fortes, necessitando assim de uma melhor avaliação do uso da escória de ferro no processo, para o entendimento de seu comportamento no tratamento eletroquímico.

5. Referências

AMORIM, C. C.; LEÃO, M. M. D.; MOREIRA, R. F. P. M. Comparação entre diferentes processos oxidativos avançados para degradação de corante azo. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, Outubro/Dezembro de 2009, pg. 543-550.

AUONI, A., FERSE, C.; ALI, S. B. M.; DHAHBI, B. Treatment of textile wastewater by a hybrid electrocoagulation/nanofiltration process. **Journal of Hazardous Materials**, v. 168, n. 2-3, p. 868-874, 2009.

BISCIO, V. et al. Reuse of textile wastewater after homogenization–decantation.pdf. **Chemical Engineering Journal**, v. 265, p. 122–128, 2015.

CARMELIO, J. S. et al. Guia ABIFA de Fundição. **Associação Brasileira de Fundição. São Paulo: ABIFA**, 2018.

CRESPILHO, F. N.; REZENDE, M. O. O. Eletroflotação: princípios e aplicações. São Carlos: RiMa, 2004.

FORMENTINI, D.F. Tratamento Eletroquímico de Esgotos Sanitários. *Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura)* – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

GILI, I. Tratamento de Efluentes por Eletrólise: Estudo de Caso para Efluentes Têxteis. 2015. *Dissertação (Mestrado em Engenharia química)* - Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

HUANG, Z.; LI, Y.; CHEN, W.; SHI, J. et. al. *Modified bentonite adsorption of organic pollutants of dye wastewater*. **Materials Chemistry and Physics**, v. 202, n.1, Dezembro de 2017, pg. 266-276.

HUNGER, K. *Industrial Dyes – Chemistry, Properties, Applications*. Weinheim:Wiley – VCH. 653, 2003.

KISMIR Y., AROGUZ A. Z. *Adsorption characteristics of the hazardous dye Brilliant Green on Saklıkent mud*. **Chemical Engineering Journal**, v. 172, n. 1, Agosto de 2011, pg. 199-206, 2011.

LEE, S. Y.; GAGNON, G. A. Review of the factors relevant to the design and operation of an electrocoagulation system for wastewater treatment. **Environmental Reviews**, v. 22, n. 4, p. 421-429, 2014.

MOHAMMAD, S. M.; FARAH, Y. J.; FARRAG, E. T. Enhanced removal of Methylene Blue by electrocoagulation using iron electrodes. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 22, p. 211-216, 2013.

PASCHOAL, F. M. M., TREMILIOSE-FILHO, G. (2005). Aplicação da tecnologia de eletrofloculação na recuperação do corante Indigo Blue a partir de efluentes industriais. **Química Nova**. V.28.

SEKI, C. C.; SILVA, D. C.; ARGONDIZO, A.; SILVA, A. P. utilização de eletrodo de leito fixo no tratamento de efluente têxtil por eletrocoagulação. **XII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em Iniciação Científica**. UFSCar, São Carlos – SP, 2017.

VERMA, A. K. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. **Journal of Water Process Engineering**, 2017.

REMOÇÃO DE COR, TURBIDEZ E DQO DE EFLUENTE TÊXTIL POR PROCESSO DE ADSORÇÃO UTILIZANDO CARVÃO ATIVADO

**Paulo Pereira¹, Roberto Pereira², Paulo Henrique Ramos Levorato³,
Gean Delise Leal Pasquali Vargas⁴**

^{1,2,3} Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Efluentes e Resíduos, Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS, Campus Erechim. E-mail: paulinho_linho17@hotmail.com

⁴ Docente do curso Engenharia Ambiental e Sanitária e do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental-PPGCTA, Laboratório de Efluentes e Resíduos, UFFS - Campus Erechim.

1. Introdução

O aumento da industrialização tem resultado na liberação de grandes quantidades de efluentes industriais, que contém substâncias químicas sintéticas perigosas ao meio ambiente. A remoção de tais substâncias químicas dos efluentes é a principal tarefa para alcançar um ambiente seguro (PANT, 2007). Entre os vários setores industriais, a indústria têxtil é citada como uma das mais impactantes no que tange a poluição de recursos hídricos. Em função destas características, torna-se primordial desenvolver processos capazes de minimizar o caráter contaminante destas águas.

Dentre os tratamentos de águas residuais os mais aplicados são baseados em processos biológicos ou físico-químicos. Em geral, o tratamento biológico convencional fornece boa remoção da demanda química de oxigênio, mas baixa eficiência na descoloração devido à estabilidade química e resistência ao ataque microbiológico dos corantes (BES-PIÁ, IBORRA-CLAR 2005).

Sendo assim justifica-se o uso de métodos físico-químicos robustos e capazes de obter alta eficiência. Vários métodos de tratamento físico-químico têm sido aplicados para o tratamento de efluentes desta natureza, entre eles pode-se citar a precipitação química, tecnologias de membrana, processos de adsorção e oxidação química, estes estão entre as técnicas mais eficazes e amplamente aceitas (KAMALI, 2015).

Os processos de tratamento de águas e efluentes utilizando a adsorção tem se destacado devida sua eficiência, sendo um método muito empregado por ser de fácil aplicação e baixo custo, principalmente pelo fato de novos adsorventes provenientes do reaproveitamento de diversos materiais estarem surgindo (TANG et al., 2015). Sendo assim este trabalho teve como objetivo efetuar o tratamento de efluente têxtil real utilizando como material adsorvente carvão ativado quimicamente com H_3PO_4 preparado a partir do farelo de coco Jerivá.

2. Materiais e métodos

2.1 Efluente Têxtil – o efluente têxtil utilizado nos ensaios foi coletado em uma indústria de Jeans da região, sendo o mesmo rico em corantes do tipo Indigóide, após coleta o mesmo foi armazenado sob refrigeração, afim de manter suas características durante a realização dos ensaios.

A Tabela 1 abaixo apresenta a caracterização físico-química do efluente têxtil real usado nos testes de adsorção, sendo a mesma realizada segundo metodologia descrita Standard Methods

(APHA, 2005), os parâmetros iniciais analisados do efluente têxtil foram feitos testes de cor, turbidez, fenol, pH e DQO.

Tabela 1 – Caracterização físico-química Efluente Têxtil

Cor (mg Pt Co L ⁻¹)	Fenol (mg L ⁻¹)	Turbidez (NTU)	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	pH	Temperatura (°C)
349,2	0,738	328,82	192,83	9,05	25

2.2 Carvão ativado adsorvente – foi utilizado o carvão adsorvente ativado quimicamente através de H₃PO₄ preparado a partir de coco de Jerivá.

2.3 Procedimento – o ensaio cinético de adsorção foi realizado em triplicata sendo que para cada tempo amostral tinha-se 3 frascos contendo o efluente e o adsorvente. Para a adsorção dos contaminantes presentes no efluente industrial utilizou-se o sistema de batelada, onde cada frasco erlenmeyer utilizado, continha 5 g de carvão para um volume de 50 mL de efluente bruto, sendo retiradas amostras periodicamente durante 300 minutos. O efluente foi colocado em contato com o adsorvente a uma temperatura de 25 °C ± 1,0, 150 rpm. Os parâmetros analisados foram os mesmos utilizados na etapa de caracterização do efluente, bem como a metodologia empregada nas análises.

3. Resultados e discussão

Através dos resultados obtidos o carvão utilizado apresentou alta eficiência na remoção de sólidos dissolvidos. Foi possível observar que em 240 minutos de tempo de contato do efluente com o material adsorvente obteve-se cerca de 95 % de remoção da cor (Figura 1). Para o efluente testado observou-se uma concentração final de 17,2 mg PtCo L⁻¹, resultado este que demonstra o potencial do uso deste carvão adsorvente ativado quimicamente na remoção da cor em efluente têxtil. Considerado que a legislação ambiental CONAMA 430/2011 não contempla este parâmetro para efluentes, utilizou-se como base para este trabalho a legislação CONAMA 357/2005 para Águas de Classe II, que determina um limite de cor verdadeira de 75 mg Pt L⁻¹.

No trabalho desenvolvido por Hinojosa (2014) utilizando efluente de processo *Kraft* com altos níveis de coloração (840,0 mg Pt L⁻¹) e como adsorvente carvão ativado comercial produzido a partir de casca de coco, encontrou níveis de remoção de 95 % para a cor, similares aos alcançados no presente trabalho.

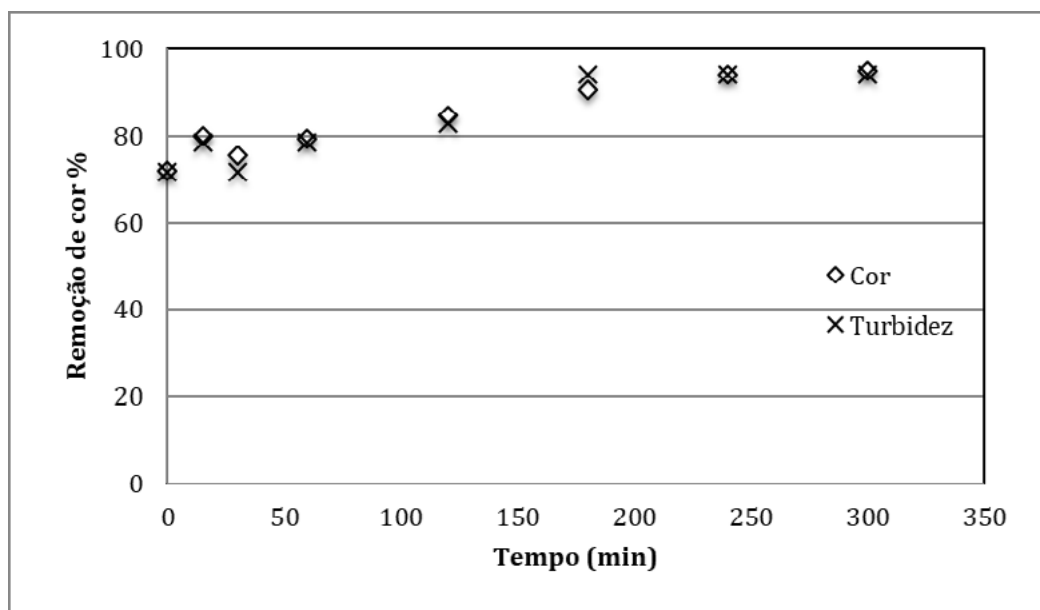


Figura 1- Remoção de cor e turbidez do efluente têxtil por processo de adsorção

Já para a turbidez foi possível observar uma remoção na ordem de 94,2 %, sendo o comportamento da adsorção similar ao da cor, mostrando que o carvão utilizado é capaz de remover tanto os sólidos dissolvidos quanto os suspensos. Entretanto acredita-se que com a remoção da cor e da turbidez ocorre uma saturação do adsorvente, sendo que para as análises de fenol não foi observado remoção durante a cinética.

A Figura 2 apresenta a remoção da DQO do efluente têxtil através do processo de adsorção.

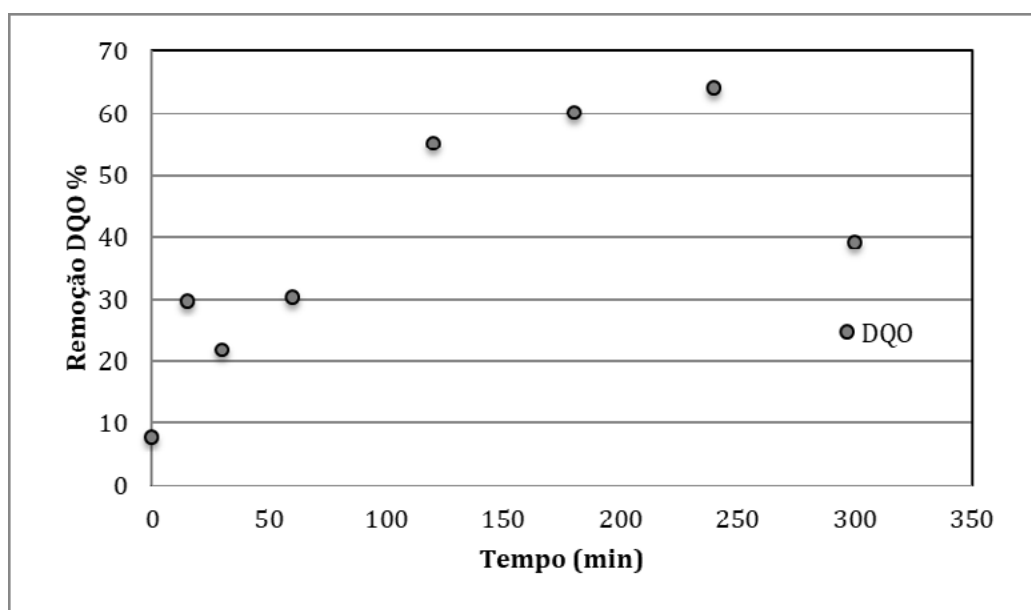


Figura 2- Remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) do efluente têxtil

No ensaio cinético foi possível observar que para a DQO houve uma remoção máxima de cerca de 64 % em 240 minutos de tempo de contato, após este período ocorre uma decaimento na adsorção, sugerindo a saturação do carvão adsorvente. No trabalho de Pessôa et al (2019) com azul de metileno, obteve-se uma remoção máxima de DQO de 48,9 %, utilizando carvão ativado produzido a partir de resíduo de açaí, entretanto, cabe destacar que o sistema utilizado neste trabalho foi conjunto coagulação/adsorção.

O fato do fenol presente no efluente bruto não ter sido removido demonstra que possivelmente os sítios ativos do carvão foram todos ocupados pela remoção dos sólidos, ou ainda que pode não haver uma interação entre a superfície do carvão e este contaminante. Conforme RAO (2005) a massa de adsorvente utilizado é determinante na eficiência do processo de adsorção, visto que massas maiores resultaram e um aumento na área superficial e assim um aumento nos sítios ativos presentes na reação. No entanto neste trabalho não foi possível observar este comportamento, sendo que não foi realizada a variação deste parâmetro.

Através dos resultado cinético do processo de adsorção para a remoção de cor, turbidez e DQO efluente têxtil, foi possível verificar que o adsorvente mostra um máximo de remoção em cerca de 240 minutos para os três parâmetros apresentados, sendo assim acredita-se ser este o tempo de equilíbrio de adsorção deste sistema nas condições avaliadas.

4. Conclusão

Conforme análise dos resultados, foi possível constatar que o carvão ativado de coco de Jerivá tem potencial de uso em processo adsorvente em sistema em batelada, podendo ser utilizado para descontaminação de efluentes industriais, mostrando eficiência na remoção de cor, turbidez e DQO. Entretanto cabe ressaltar que o mesmo apresentou algumas limitações quanto a remoção de fenol.

5. Referências

APHA/ AWWA/ WEF - **American Public Health Association, American Water Works Association Water Environment Federation. Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21th ed., Washington, 2005.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357 Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, 2005.** < <http://www.mma.gov.br>>. Acesso em agosto de 2019.

BRASIL, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 430 Dispõe sobre as condições e padrão de lançamento de efluentes 2011, complementa e altera a Resolução nº357, de 17 de marco de 2005.** < <http://www.mma.gov.br>>. Acesso em agosto de 2019.

D. PANT, A. Adholeya **Biological approaches for treatment of distillery wastewater: A review** Bioresour. Technol., v. 98, 2321-2334, 2007.

A. BES-PIÁ, M.I. IBORRA-CLAR, A. IBORRA-CLAR, J.A. MENDOZA-ROCA, B. CUARTAS-URIBE, M.I. **Alcaina-Miranda Nanofiltration of textile industry wastewater using a physicochemical process as a pre-treatment.** Desalination, v. 178, 343-349, 2005.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

E. A. L. HINOJOSA. **Remoção de matéria orgânica e cor de efluente kraft por adsorção usando carvão ativado e argila.** Dissertação de Mestrado, UTFPR, 2014.

M. KAMALI, Z. KHODAPARAST. **Review on recent developments on pulp and paper mill wastewater treatment Ecotoxicol.** Environ. Saf., v.114, 326-342, 2015.

W. TANG, H. HUANG, Y. GAO, X. LIU, X. YANG, H. NI, J. ZHANG. **Preparation of a novel porous adsorption material from coal slag and its adsorption properties of phenol from aqueous solution.** Materials and Design, v. 88, 1191-1200, 2015.

T. S. PESSÔA, L. E. DE L. FERREIRA, M. P.DA SILVA, L. M. P.NETO, B. F. DO NASCIMENTO, T. J. M. FRAGA, E. F. JAGUARIBE, J. V. CAVALCANTI, M. A. DA M. SOBRINHO. **Açaí waste benefiting by gasification process and its employment in the treatment of synthetic and raw textile wastewater.** Journal of Cleaner Production, v. 240, 118047, 2019.

RAO, B. V. V. **Adsorption studies on treatment of textile dyeing industrial effluent by flyash.** Chemical Engineering Journal, v. 116, 77-84, 2005.

**TRATAMENTO E
REAPROVEITAMENTO
DE RESÍDUOS
SÓLIDOS**

ESTUDO DA COMPRESSIBILIDADE DE LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

Rafaela Pollon¹, Hevelin Pagliarini², Rafael Pazza³, Eduardo Pavan Korf⁴

^{1,2,3}Acadêmica(o) do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul,
Campus Erechim-RS, RS-135, 200. E-mail: rafaelapollon17@hotmail.com

⁴Docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS, RS-135, 200.

1. Introdução

As estações de tratamento de água (ETAs) defrontam-se com o problema do tratamento e disposição final dos resíduos sólidos gerados durante o processo de tratamento. Em termos mássicos, a maior quantidade de lodo produzida é proveniente do sistema de separação sólido-líquido que, em uma estação convencional de tratamento de água, é basicamente efetuada nos decantadores convencionais.

Despejar o lodo “in natura” nos corpos hídricos, oferece grandes riscos ambientais à biota local e de acordo com a legislação ambiental vigente, essa atividade é ilegal, devendo o lodo passar por tratamento que reduza sua carga poluidora antes de ser disposto no ambiente. Existem algumas opções de destino para esses resíduos, como a construção civil, agricultura, aterros, etc.

O lodo proveniente de ETA é composto sobretudo de materiais orgânicos e inorgânicos e pode estar nos estados sólido, líquido e gasoso (SALES et al., 2011). Os reagentes utilizados para o tratamento de água geralmente contém altas concentrações de ferro e alumínio, além de outros metais, por isso, os resíduos das ETAs contém grandes quantidades dessas substâncias (SALES et al., 2011).

A problematização da disposição de lodo *in natura* em um aterro pode ocasionar grandes deslocamentos e perigo de instabilidade, devido à alta compressibilidade do material. Por esse motivo, o objetivo do trabalho foi avaliar o comportamento geotécnico deste material, por meio do estudo da compressibilidade, possibilitando a previsão de seu comportamento relacionados aos recalques e também inferir sobre a necessidade de estabilização deste material quando de sua disposição.

2. Materiais e métodos

O ensaio de adensamento de solos tem a finalidade de determinar, para um solo confinado lateralmente, as deformações verticais resultantes da aplicação de um dado carregamento, simulando extensas áreas sujeitas a carregamentos. O ensaio permite a determinação de importantes parâmetros para estudo da compressibilidade, tais como o índice de compressão C_c e o coeficiente de adensamento C_v , que são utilizados na prática para a previsão de magnitude e tempo relacionado aos recalques, respectivamente (VALEJOS et al, 2005).

O equipamento utilizado para a realização do ensaio de adensamento foi a prensa para adensamento de corpo de prova de solo tipo Bishop, da marca Humboldt, modelo HM-1100A. Antes da realização do ensaio propriamente dito, foram determinados os índices físicos do resíduo a ser ensaiado, além da obtenção da massa específica dos grãos, segundo a DNER-ME 094 (1994).

Como não existe normatização para ensaio de adensamento para resíduos, como o lodo proveniente de ETA, usou-se a norma referente ao ensaio com materiais geotécnicos. O corpo de prova foi torneado, com uma serra de fio metálico, rente ao anel de adensamento e as aparas provenientes do processo de talhagem foram utilizadas para a determinação de umidade segundo NBR 6457 (ABNT, 2003). De acordo com a NBR 12007 (ABNT, 1990), a montagem da célula de adensamento deve seguir uma sequência que é a base rígida, pedra porosa inferior, papel filtro, corpo de prova incluso no anel, papel filtro e pedra porosa superior. Neste estudo utilizou-se areia fina para substituir a pedra porosa, pois a mesma se comporta como material drenante, assim como a pedra porosa. A camada de areia fina superior colocada foi superficial para que a mesma não interferisse no resultado do adensamento do solo estudado.

A NBR 12007 (ABNT, 1990) orienta que após a colocação e ajustamento da cápsula de adensamento deve-se aplicar uma carga de 2 kPa para solos moles, a qual tem a função de assentamento para solos moles. Após 5 min da aplicação da carga de assentamento, o extensômetro foi zerado para a transmissão das cargas adicionais à célula de adensamento, as quais foram feitas em estágios para obter pressões totais sobre o resíduo de aproximadamente 10 kPa, 20 kPa, 40 kPa, 80 kPa, 160 kPa. Neste caso, utilizaram-se pressões aproximadas das recomendadas, devido à falta de disponibilidade de pesos para o experimento. Para a carga de assentamento, substituindo a pressão de 2 kPa, foi aplicada uma pressão de 1,31 kPa, já para as pressões teóricas de 10; 20; 40; 80 e 160 kPa, foram substituídas pelas pressões de 7,84; 13,07; 39,20; 78,41 e 156,82 respectivamente.

Para cada estágio de pressão foram realizadas leituras no extensômetro, as quais indicavam a variação da altura do corpo de prova. As leituras foram feitas nos tempos de 7,5s, 15s, 30s, 1min, 4min, 8min, 15min, 30min, 1h, 2h, 4h, 8h e 24h, contados a partir da primeira adição de carga. Após o último estágio de carregamento realizou-se o descarregamento em cinco estágios, fazendo leituras no extensômetro de forma análoga dos carregamentos. O ensaio teve uma duração de 5 dias.

Ainda, a partir dos carregamentos utilizou-se o método de Taylor para calcular C_v que possibilita seu cálculo por meio de cada incremento de carga através do gráfico altura do corpo de prova em função da raiz do tempo (VALEJOS et al, 2005). O coeficiente de adensamento C_v (cm^2/s), avalia a relação entre o H_{50} (altura do corpo de prova correspondente a 50% do adensamento primário (cm)) e o t_{90} (tempo correspondente à ocorrência de 90% do adensamento primário). Quanto maior o C_v , maior será a compressibilidade do material, causando recalques em menores tempos.

Também foi calculado C_c , através do gráfico da tensão vertical (kPa), no eixo das abscissas, em escala logarítmica, pelo índice de vazios (SOUZA PINTO, 2006). O índice de compressão C_c ($1/\text{kPa}$) indica a inclinação da reta virgem no gráfico de logaritmo da tensão no eixo das abscissas e índice de vazios nas ordenadas (PINTO, 2006).

A tensão de pré-adensamento foi também calculada pelo método de Pacheco Silva, no gráfico de tensão por índice de vazios, em escala logarítmica.

3. Resultados e discussão

Para análise dos dados, faz-se importante apresentá-los juntamente com os dados de um solo mole, os valores obtidos de índice de compressão C_c , média do coeficiente de adensamento C_v , considerando toda a fase de carregamentos e tensão de pré-adensamento do lodo se apresentam na Tabela 1, lado a lado com os valores obtidos para uma argila mole, um material geotécnico convencional, analisado por Coutinho (1976).

Tabela 1: Comparação dos dados do lodo de ETA deste trabalho com o de uma argila mole (material convencional).

Índices	Autor, 2019	Coutinho, 1976
Intervalo de carregamento (kPa)	10-160	10-160
Índice de compressão C_c (1/kPa)	2,014	1,601
Média do coeficiente de adensamento C_v (cm^2/s)	3,81E-05	1,89E-04
Tensão de pré-adensamento (kPa)	33	10

Fonte: Adaptado de Coutinho, 1976.

Percebe-se pela Tabela 1 que o índice de compressão encontrado para o lodo foi de 2,014 1/kPa, que se aproxima do valor encontrado por Coutinho (1976) para uma argila mole, que foi de 1,601 1/kPa, indicando comportamento semelhante.

Também calculou-se o coeficiente de adensamento do lodo, obtendo-se $3,810^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$, o qual já um pouco distante do valor da argila mole, analisada por Coutinho (1976), que foi de $1,8910^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$.

A pressão de pré adensamento para o lodo analisado foi de 33 kPa, 23kPa maior que a pressão necessária para o pré adensamento da argila mole (Coutinho, 2076).

A Tabela 2 apresenta a comparação do C_c , com outros valores obtidos na literatura também para lodos de ETA.

Tabela 2: Comparação do índice de compressão com outros lodos.

	Índice de compressão C_c (1/kPa)
Lodo de ETA, Os autores, 2019	1,60
Lodo de ETA, Montalvan, 2016	Entre 1,00 e 2,00
Lodo de ETA, O'Kelly, 2008	Entre 2,50 e 3,70
Lodo de alumínio, Wang et al 1992	1,99
Lodo de ETA, Aydilec et al, 1999	1,40

Fonte: Montalvan (2016), O'Kelly (2008), Wang et al (1992) e Aydilec et al (1999).

Quanto maior o valor de C_c , significa que o material tem maior compressibilidade e capacidade de ocasionar recalques. Sendo assim, o lodo analisado no presente artigo apresenta comportamento no adensamento muito semelhante a outros lodos analisados, com exceção do lodo de ETA analisado por O'Kelly (2008), que é até duas vezes mais adensável que o lodo analisado neste trabalho.

4. Conclusão

Os parâmetros analisados são importantes para uma previsão do comportamento do material quando disposto. Percebeu-se que a compressibilidade do lodo proveniente de ETA se aproxima da compressibilidade da argila mole, com isso, quando disposto "in-natura", no caso de um aterro, o material precisará de estabilização, podendo esta, ser feita por solidificação, drenagem, mistura com materiais aglomerantes, entre outros. Além disso, o material também pode ser utilizado como cobertura de aterro, desde que estabilizado, podendo ser feito com cal ou cimento.

5. Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira NM 6457. **Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**, 2003.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira NBR 12007. **Solo - Ensaio de Adensamento Unidimensional**, 1990.
- AYDILEK, A. H.; EDIL, T. B.; FOX, P. J. Consolidation characteristics of wastewater sludge. **ASTM Special Technical Publication**, n. 1374, p. 309-323, 1999.
- COUTINHO, R. Q. **CARACTERÍSTICAS DE ADENSAMENTO COM DRENAGEM RADIAL DE UMA ARGILA MOLE DA BAIXADA FLUMINENSE**. Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1976.
- DNER - Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. (1994). DNER-ME 094: **Solos - determinação da densidade real**. Rio de Janeiro, 1994.
- O'KELLY, B. C. Geotechnical properties of a municipal water treatment sludge incorporating a coagulant. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 45, n. 5, p. 715-725, 2008.
- PINTO, C. de S. **Curso Básico de Mecânica dos Solos em 16 aulas**. 3º ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.
- VALEJOS, C. V. et al. **Cálculo de ensaios laboratoriais de mecânica dos solos**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2005.
- SALES, A. et al (2011). Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction and Building Materials**, 25(6), 2793– 2798.
- WANG, M. C. et al. Engineering behavior of water treatment sludge. **Journal of Environmental Engineering**, v. 118, n. 6, p. 848-864, 1992.

RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS COMO TEMA MOTIVADOR PARA A APRENDIZAGEM ATIVA E SIGNIFICATIVA

**Vania Elisabete Schneider¹, Rosmary Nichele Brandalise², Luísa Benetti Miorin de Abreu³,
Bianca Breda⁴**

¹ *Doutora em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/
Universidade de Caxias do Sul. E-mail: veschnei@ucs.br*

² *Doutora em Engenharia de Materiais, Minas e Metalúrgica/UFRGS – Laboratório de Polímeros/Universidade de Caxias do Sul.*

³ *Acadêmica do curso Engenharia Ambiental – Universidade de Caxias do Sul.*

⁴ *Técnica do Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul.*

1. Introdução

Uma preocupação social que vem sendo cada vez mais abordada é a relação entre população, recursos naturais e desenvolvimento. O aumento populacional reflete diretamente nas atuais necessidades humanas que, por sua vez, acarreta no crescimento do uso de materiais com ciclo de vida cada vez menor, trazendo como consequência um grande volume de resíduos sólidos, no qual muitas vezes possuem destinação final inadequada (QUERINO & PEREIRA, 2016).

O aumento na geração de resíduos sólidos é observada ano após ano, tanto em termos absolutos, como per capita. Mesmo que a quantidade de aterros sanitários tenha crescido desde o início do século 21, 40% do volume total do que é produzido é despejado em lixões ou em aterros controlados (ABRAMOVAY; SPERANZA; PETITGAND, 2013). Ainda, de acordo com a Pesquisa Nacional do Saneamento Básico (2008), cerca de 63,6% dos municípios brasileiros não utilizam métodos adequados de disposição final dos resíduos gerados.

Os resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE's) por sua vez, apresentam particularidades como os componentes de placas eletrônicas, que são verdadeiras minas de metais preciosos e de fácil acesso, sendo menos trabalhoso do que o garimpo tradicional. Por outro lado, representam um grave problema ambiental e de saúde, pois são constituídos por metais pesados, gases e substâncias cancerígenas (PORTAL RESÍDUOS SÓLIDOS, 2013).

A Lei nº 12.305/10, de 02 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), enquadra os resíduos eletroeletrônicos como sujeitos a logística reversa, que é caracterizada 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 ainda, outra destinação final ambientalmente adequada”(BRASIL, 2010).

Dessa forma, abordar temas relacionados ao descarte correto dos resíduos se faz necessário para extinguir, ou pelo menos, minimizar o pensamento de que a natureza é um recurso inesgotável. O modelo de sociedade atual enfatiza o individualismo e o consumismo, movimentos esses, contrários às características da natureza, que por si só, é coletiva. A educação ambiental se faz necessária ao expor problemas socioambientais atuais, de maneira que a população compreenda que suas ações diárias refletem diretamente na qualidade de vida como um todo.

Neste contexto, os métodos de Aprendizagem Ativa e Significativa assumem papel de destaque no fortalecimento das propostas educativas que envolvem questões ambientais, tendo como objetivo tornar o aluno protagonista de sua própria aprendizagem.

O primeiro método, dito como Aprendizagem Ativa, se baseia na ideia de que o aluno não é mais o “recedor” de informações e sim, passa a assumir a postura de exercitar e trabalhar em cima de suas limitações, desenvolvendo projetos e construindo seu conhecimento. Cabe ao professor contextualizar o tema proposto, apresentar fenômenos reais e estimular a discussão de ideias (SANTOS & SASAKI, 2015).

Já na Aprendizagem Significativa, segundo Moreira (2007), os modelos mentais são construídos de maneira que as novas informações ancoram-se em conceitos relevantes e preexistentes na estrutura cognitiva do indivíduo. O que mais influencia a aprendizagem é o conhecimento prévio, aquilo que o aprendiz já sabe.

O objetivo deste trabalho é apresentar um estudo de caso da Universidade de Caxias do Sul - UCS, RS, por meio do Projeto “Encorajando Meninas nas Ciências Exatas, Engenharias e Computação”. Foram realizadas duas oficinas onde os aprendizes de cinco escolas diferentes da região juntamente com seus professores, foram orientados a identificar e compreender os diversos componentes de um computador e suas funções, integrando as áreas de resíduos eletroeletrônicos e *hardware*. Teve-se como intuito suprir dúvidas comuns, de forma que todos pudessem refletir e aprender na prática sobre a importância do consumo consciente, os potenciais de risco, reciclabilidade, segregação e destinação correta desses resíduos junto ao comércio, bem como os princípios da responsabilidade solidária no ciclo de vida dos produtos e o papel do consumidor sobre a logística reversa de REEE's.

2. Materiais e métodos



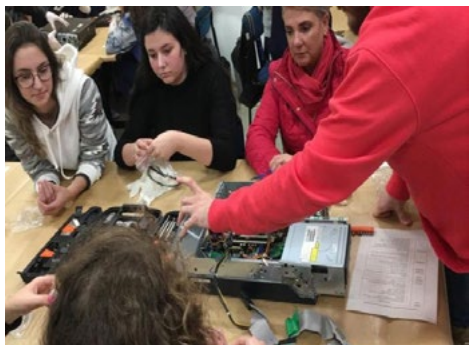

A metodologia de pesquisa utilizada está fundamentada em uma abordagem qualitativa, exploratória e participativa. O público alvo foram professores, bolsistas e estudantes de cinco escolas públicas do Município. O trabalho desenvolveu-se na forma de duas oficinas, sendo a primeira de planejamento das atividades e apresentação dos conceitos relativos à gestão, segregação, classificação e destinação de resíduos sólidos. No encontro subsequente, em maio/2019, com a orientação dos técnicos e professores, foi realizada uma explanação sobre a logística reversa envolvendo especificamente os resíduos eletroeletrônicos. Após, foi realizada a abertura do gabinete de um computador, permitindo a observação dos componentes e materiais, removendo-se as peças (processador, dissipador, *cooler*, etc), induzindo os alunos à reflexão sobre a funcionalidade destes e os conceitos de logística reversa e economia circular. Durante a atividade proposta, foram elucidadas definições a respeito dos componentes eletroeletrônicos e sua obsolescência, que resultam na geração de resíduos constituídos por materiais mistos. Buscou-se também, ampliar a compreensão dos impactos ambientais resultantes da destinação inadequada bem como a extração de recursos para a confecção de novos equipamentos, a potencialidade e a necessidade de recuperação de matérias-primas a partir desses produtos.

Os materiais utilizados na oficina de Caracterização dos Resíduos Eletroeletrônicos foram: computador inservível, kit de ferramentas e caixa de papelão para acondicionamento dos componentes após desmontagem. O Quadro 1 apresenta as etapas da oficina.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Quadro 1 - Etapas da oficina

ETAPA 1	
	Breve explanação sobre a temática dos resíduos eletroeletrônicos (materiais, legislação, impactos ao meio ambiente, mercado da reciclagem e destinação ambientalmente adequada). Neste momento, foram apresentados aos alunos e professores os materiais que seriam utilizados na oficina.
ETAPA 2	
	Os alunos foram orientados a realizarem a abertura do gabinete para que posteriormente, fossem observados os componentes do computador.
ETAPA 3	
	Demonstração das ferramentas específicas para a realização da abertura correta do gabinete.
ETAPA 4	
	Com auxílio técnico, os alunos foram desafiados a explicar sobre a funcionalidade de cada componente do computador bem como os materiais que o compõe.

Fonte: os Autores (2019)

No final das oficinas, foi realizada uma avaliação com os participantes na forma de depoimento acerca do desenvolvimento das atividades. Foram sugeridas leituras para um melhor entendimento do assunto abordado ocorrendo ainda um momento de sensibilização através de audiovisuais.

Com o intuito de enfatizar as palavras mais relevantes citadas na avaliação final da oficina, utilizou-se o site WordClouds, que permite criar nuvens de palavras, sendo uma ferramenta de visualização direta onde cada palavra tem seu tamanho regido pela relevância.

É importante enfatizar que as condições para uma aprendizagem eficaz estão diretamente ligadas à potencialidade dos materiais educativos e a predisposição dos sujeitos. O conhecimento é moldado pelas situações que cada um vive diariamente, sendo assim, é importante praticar o ato de pensar em conjunto, para que ações coletivas em relação aos resíduos se tornem intrínsecas à nossa condição de cidadãos conscientes.

3. Resultados e discussão

Após análise dos retornos recebidos dos participantes envolvendo a sua própria autoavaliação e avaliação final da oficina, englobando tanto alunos, como professores das escolas públicas, percebe-se o quão necessário é realizar uma educação ambiental efetiva, devido a carência de informações fundamentadas com relação aos resíduos sólidos. Na Tabela 1, estão dispostas as avaliações que foram realizadas com os envolvidos nas oficinas.

Tabela 1 - Avaliação dos participantes da oficina de eletroeletrônicos

Nome	Autoavaliação	Avaliação Final
Professora 1	“A aprendizagem se mostrou muito produtiva, o número de classificação de resíduos praticamente dobrou. Além disso, abriu horizontes sobre como e onde eles podem ser descartados após a correta classificação.”	“Os conceitos são muito importantes e relevantes para o nosso dia-a-dia; as atividades serão facilmente reproduzidas, mas alguns cuidados devem ser redobrados, visto que os alunos não são acostumados com alguns procedimentos (como a queima dos resíduos). No entanto, eles ficarão atentos pois o conhecimento de tipos de resíduos e sua classificação chamará a atenção.”
Professora 2	“Gostei muito da oficina, muitos conceitos já tínhamos noção, mas a história do Boyam Slat foi fantástica, não tinha conhecimento sobre este projeto, tenho certeza que levando esta história para a escola será de grande valia e incentivo a todos os educandos.”	“A oficina foi dinâmica, vimos o quão importante é dar o destino correto para estes resíduos eletrônicos, tivemos um pouco de dificuldade em desmontar o computador mas no final conseguimos o resultado esperado.”
Professora 3	“Acreditamos que a partir dessa oficina novos critérios relacionados aos eletrônicos tornou-se mais esclarecedor, principalmente os resíduos e a logística reversa. A composição química e os impactos gerados ao meio ambiente, oriundos da exploração e descarte inadequado desses resíduos sólidos.”	“A oficina foi muito interessante e esclarecedora, acerca dos resíduos eletrônicos produzidos e descartados. Foi muito interessante a descoberta, a desmontagem das peças do CPU, dando importância as substâncias necessárias para a montagem das peças.”

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Nome	Autoavaliação	Avaliação Final
Professora 4		<p>“Dentre as diversas atividades, muitos conceitos foram construídos e aprendidos, como: Utilização das ferramentas na desmontagem dos computadores. Reflexão acerca da intencionalidade do consumo desenfreado. A importância da logística reversa para que os próprios fabricantes responsabilizam-se pelos resíduos dos produtos fabricados. A importância da utilização do equipamento de segurança, uma vez que dentro dos computadores existem resíduos perigosos. Conhecer uma linguagem diferente, ou seja, mais adequada para o meio científico. As oficinas também nos deram oportunidade de adequar as atividades à realidade em que a comunidade escolar está inserida. A oportunidade de trocar experiências com outras escolas proporcionam um novo olhar sobre nossa própria prática pedagógica.”</p>
Professora 5	<p>“Como aprendizagem pessoal, tirei várias dúvidas que tinha sobre as peças internas do pc e o descarte correto, assim como o reuso. O que chamou bastante atenção foi a forma como as leis estão estruturadas e como o mercado se organizou enquanto geração de emprego e renda como a reciclagem dos eletrônicos. Conheci um pouco mais sobre o projeto The Ocean Cleanup, me motiva a buscar mais informações e estudar sobre isso. Fantástico!”</p>	<p>“Enquanto proposta, a oficina está muito bem estruturada e de fácil logística para aplicar na escola. Como todas essas informações são novas para os estudantes, penso que, na escola, será um sucesso. A possibilidade de colocar a mão na massa e partir para o conhecimento, a partir das curiosidades que temos por conhecer o mundo dentro do computador deixa a oficina ainda interessante.”</p>
Estudante 1	<p>“Gostei muito da oficina. As atividades e explicações sobre os resíduos eletroeletrônicos e sobre o projeto the Ocean Cleanup foram muito interessantes e proveitosas. Foi muito didático, gostei muito.”</p>	<p>“Todas as atividades desenvolvidas nas quatro oficinas foram bem fundamentadas e aos conteúdos conectados de maneira bem inteligentes. Como aluna, gostei muito da organização das oficinas.”</p>
Estudante 2	<p>“Consegui absorver todos conceitos trabalhados, pois além de ter tido uma ótima explicação para cada etapa, prestei atenção no que estava sendo trabalhado.”</p>	<p>“Achei a finalização das oficinas muito boa, pois conseguimos entender um pouco mais sobre resíduos e robótica. Gostei muito de como tudo foi conduzido.”</p>
Estudante 3	<p>“Nesta oficina pude perceber a dimensão do impacto causado pelos plásticos no mundo, mas também ver iniciativas a fim de minimizar esses impactos. É importante descartar corretamente para que sejam reciclados! Apreendi sobre resíduos eletroeletrônicos, o que são, seus componentes e como podem ser descartados (logística reversa). Por fim, ao desmontar um CPU percebi os diversos componente que o compõem e suas funções. Entendendo assim o porquê não podem ser descartados em qualquer lugar!”</p>	<p>“A oficina proporcionou mais conhecimento a respeito de resíduos plásticos e eletroeletrônicos. Através do vídeo e atividade prática foi possível entender o quanto podem ser perigosos se não forem descartados corretamente. Ainda, com os dados do impacto dos resíduos plásticos no meio ambiente, com certeza, despertou uma consciência maior a respeito da necessidade de diminuir o consumo inicialmente e também descartar adequadamente para reciclar o máximo possível.”</p>

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Nome	Autoavaliação	Avaliação Final
Estudante 4	“O tema da oficina parece difícil, porém, com dedicação e estudo pode se tornar um tema muito abrangente.”	“O tema é complicado, porém é muito interessante e deve ser mais aprofundado com os alunos.”
Estudante 5	“Absorvi conceitos sobre o resíduo eletroeletrônico e seu potencial econômico. A desmontagem do CPU agregou uma nova variedade de informações, como placa-mãe, resistores. O projeto The Ocean Cleanup também apresentado, sem dúvidas, contribuirá para despertar o espírito encorajador nas meninas.”	“Conteúdo bem trabalhado, despertando a curiosidade nas alunas, inserção de um novo meio tecnológico e potencial crítico quanto ao consumismo e a quantidade de resíduo gerado. Acredito que é viável a reprodução da oficina no ambiente escolar, umas vez que a sugestão de “colocar a mão na massa”, cativa os estudantes.”

Fonte: Os autores (2019)

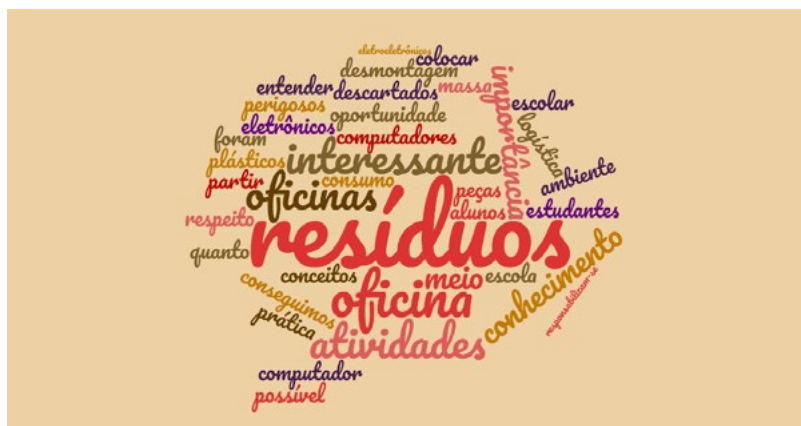
Com a análise textual, percebeu-se uma opinião positiva de todas as partes envolvidas no projeto, no qual confirmam a importância de compreender sobre a quantidade e variabilidade dos materiais eletroeletrônicos e seu descarte adequado. Outro ponto notável foi a relevância que atribuem ao alto consumo de materiais obsoletos e o quanto necessário é dedicar uma maior atenção ao meio ambiente.

Ainda, foi possível observar o reconhecimento por parte dos aprendizes quanto ao valor destes projetos, que abrangem informações tão necessárias, sendo essa uma opinião unânime. A atual realidade em que vivemos necessita de uma melhor orientação no que diz respeito a resíduos eletroeletrônicos e observou-se que este projeto contribuiu nesse quesito, formando multiplicadores em diversas esferas.

São raras as situações em que encontramos pessoas que não fazem uso de aparelhos eletroeletrônicos, principalmente celulares, por isso a notoriedade de transmitir a aprendizagem para atores de diferentes faixas etárias. Assim, notou-se um despertar para o consumo mais consciente e, incentiva-se que este reflita em ações eficazes. Em alguns casos, é possível verificar que os alunos já possuem esse pensamento “verde”, no entanto, a maioria não têm informações suficientes para contribuir de uma forma efetiva.

A Figura 5 apresenta as palavras mais abordadas pelos participantes durante a avaliação da oficina.

Figura 5 - Quadro de palavras mais evidentes retiradas da avaliação



Fonte: WordClouds (2019)

Conforme o nível hierárquico apresentado no quadro, observa-se a ênfase dada aos termos relacionados à resíduos, os participantes reforçaram a importância da transmissão de conhecimento através de atividades práticas e técnicas de fácil entendimento, enfatizando a eficácia dos dois modos de aprendizagem, ativa e significativa. O assunto trabalhado não é tido como novidade, porém, percebe-se que é necessário estimular os indivíduos a buscarem mais conhecimento à respeito. Nesta oficina, os conceitos trabalhados possibilitaram aos envolvidos novas experiências de forma simples, mas bem sucedida.

4. Conclusão

A popularização dos equipamentos eletroeletrônicos levaram a um aumento exponencial destes resíduos. Cada vez mais são lançadas novas tecnologias, e conseqüentemente, gera-se um grande número de REEE's. Diante deste fato, a orientação quanto ao descarte correto é muito importante visto que, uma das principais preocupações da geração destes materiais são os possíveis impactos ambientais em função dos produtos tóxicos, químicos e materiais pesados presentes em seu interior.

Levar às salas de aula oficinas que façam com que as pessoas interajam de forma direta com o “problema”, mostrou-se uma estratégia eficiente, considerando-se as avaliações recebidas, que evidenciam um despertar dos participantes quanto à necessidade de cuidar do meio ambiente, mesmo que com atividades simples do dia-a-dia, como por exemplo, dar a destinação adequada a estes resíduos.

5. Referências

ABRAMOVAY, Ricardo.; SPERANZA, Juliana Simões.; PETITGAND, Cécile. Lixo Zero – Gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera. São Paulo: 2013.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União. Poder Legislativo, Brasília, DF.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

MACHADO, Gleysson B. **Reciclagem de Resíduos Sólidos Eletrônicos**. Portal Resíduos Sólidos (PRS) Dez. 2013. Disponível em: <https://portalresiduossolidos.com/reciclagem-de-residuos-solidos-eletronicos/>. Acesso em: 18/08/2019.

MOREIRA, Marco Antonio. **APRENDIZAGEM SIGNIFICATIVA: da visão clássica à visão crítica**. Disponível em: <http://moreira.if.ufrgs.br/visaoclasicavisaocritica.pdf>. Acesso em: 05 de agosto de 2019.

MOREIRA, Marco Antonio. **Teorias de Aprendizagem**. São Paulo: Epu, 1999. 195 p.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (2008)**. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>. Acesso em: 12/08/2019.

QUERINO, Luana Andrade Lima.; PEREIRA, Jógerson Pinto Gomes.; **Geração de Resíduos Sólidos: A Percepção da População de São Sebastião de Lagoa de Roça, Paraíba**. p.404-415 Campina Grande: 2016. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/remoa/article/viewFile/19452/pdf>. Acesso em: 18/08/2019.

SANTOS, Robson José dos.; SASAKI, Daniel G.G. **Uma metodologia de aprendizagem ativa para o ensino de mecânica em educação de jovens e adultos**. Rio de Janeiro: 2015.

ESTIMATIVA DE RESÍDUOS GERADOS PELO SETOR FLORESTAL NO RS E CÁLCULO DA PRODUÇÃO DE ENERGIA

Vania Elizabete Schneider¹, Bianca Breda², Bruna Paese³

¹ *Profa. Dra. em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul. E-mail: veschnei@ucs.br*

² *Técnica do Instituto de Saneamento Ambiental – ISAM/ Universidade de Caxias do Sul e ³Acadêmica do curso Engenharia Ambiental – Universidade de Caxias do Sul.*

1. Introdução

O Rio Grande do Sul tem uma história de mais de um século relacionada às florestas plantadas, quando foram estabelecidos os primeiros plantios de acácia negra para fins industriais, seguidos dos plantios de Eucalipto e de Pinus. Posteriormente estímulos governamentais, como os incentivos fiscais ao reflorestamento, oferecidos na década de 60, impulsionaram a formação da atual base florestal ampliada pelos plantios florestais que seguiram com seus empreendimentos mesmo sem mais estímulos governamentais. (LEUCK, 2016).

Na falta de programas de manejo de florestas nativas (extrativismo), as florestas plantadas (silvicultura) visam à garantia do suprimento de matéria-prima para as necessidades energéticas, a fabricação de celulose e papel e a manufatura de diversos produtos derivados da madeira. Da área total plantada no país, de 7,8 milhões de hectares, o Estado responde por 8%, dispondo de 593 mil ha plantados com Eucalipto, Pinus e Acácia. (AGEFLOR, 2016).

O Rio Grande do Sul possui 2.750 empresas moveleiras, o que equivale a 13,3% das empresas do Brasil. As quais respondem por 18,4% do total de móveis fabricados no país e por 31,1% das exportações. Essa participação lhe confere posição de liderança como maior produtor do país. Em 2015, as indústrias de móveis gaúchas produziram, aproximadamente, 85,3 milhões de peças, faturaram R\$ 6,73 bilhões e exportaram mais de U\$ 183 milhões. (MOVERGS, 2019).

A cadeia produtiva florestal tem como base a silvicultura de florestas plantadas, que, após o plantio, nos quais se adequam ao processo industrial no qual se destinam, segue-se o cultivo, mediante o manejo florestal durante todo o ciclo de produção, e em seguida a colheita florestal. O Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – Ipea (2012), cita que “atualmente existem oito cadeias produtivas que exploram o patrimônio florestal: chapas e compensados, óleos e resinas; fármacos; cosméticos; alimentos; carvão, lenha e energia; papel e celulose; madeira e móveis”.

A geração de resíduos já faz parte dos custos não só econômicos, mas também de ordem ambiental em diversos ramos industriais devido à grande quantidade de resíduos gerados. Assim como na maioria das atividades produtivas, esse setor apresenta perdas no processo produtivo, desde o corte da árvore até seu processamento em indústrias primárias e secundárias, no qual grandes quantidades de sobras são geradas (MEGA MOVELEIROS, 2018).

O tratamento e destinação inadequados dados aos resíduos florestais transformam-se em um grave problema ambiental, visto que a disposição desses em terrenos baldios, lixões, aterros ou margens de rios, acaba-se por contaminar o meio-ambiente e deixa-se de aproveitá-los

economicamente. Quando ocorre queimadas sem combustão completa tornam uma fonte de poluição atmosférica, com riscos à saúde pública. Nesse contexto, a Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) contém instrumentos importantes para permitir o avanço necessário ao país no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos, pois prevê a redução na geração de resíduos sólidos e define um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e reutilização, bem como a destinação ambientalmente correta dos mesmos (BRASIL, 2010).

Desde os primórdios, a queima de florestas objetivava, obtenção de calor e energia, além do manejo do solo. Nos tempos atuais, a combustão ainda é fonte de energia para estes fins, sendo também introduzidas nos processos industriais. Na matriz energética brasileira, por exemplo, a queima de biomassa e de carvão mineral representa 10,5%, isso é 18.039 MW da energia consumida no Brasil. Uma das principais fontes desta energia são as florestas energéticas, em especial de pinos – mais comum no Sul do país – e, de eucaliptos, no restante do país. De acordo com o Instituto de Bioenergia e Meio Ambiente (IEMA, 2018), é possível produzir energia elétrica a partir da biomassa de eucalipto suficiente para reduzir em um quinto as emissões do Sistema Interligado Nacional - SIN (CANAL JORNAL BIOENERGIA, 2019).

Neste contexto, a geração de energia se torna uma alternativa sustentável para o aproveitamento desses materiais, apontando como um potencial para aumentar a participação da biomassa florestal na matriz energética do país. Este estudo tem como objetivo apresentar a estimativa da geração de resíduos do setor florestal no Rio Grande do Sul, bem como calcular o potencial para a produção energética.

2. Materiais e métodos

A metodologia definida para este estudo segue as orientações do Ipea (2012), o qual refere-se à estimativa do quantitativo de resíduos gerados na cadeia produtiva florestal, seja ela a madeira de silvicultura ou de extração vegetal. Esta metodologia classifica segundo sua origem, quais sejam: resíduo de colheita florestal - representam a madeira que foi produzida pela floresta, mas não foi retirada para ser consumida; e, resíduo do processamento mecânico da madeira - resíduos que variam desde o tipo de madeira trabalhado até o tipo de produto a ser gerado.

A estimativa de sobras foi realizada através de dados secundários, disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE relativos à Produção a partir Extração Vegetal e Silvicultura, referentes ao ano de 2017 para o Rio Grande do Sul. Adotou-se como produtos da silvicultura: carvão vegetal, lenha e madeira em tora (subdivido em papel/celulose e outras finalidades); e, produtos do extrativismo: lenha e madeira em tora.

Considerou-se na estimativa de resíduos apenas os montantes de produção de madeira em tora, onde para a colheita florestal adotou-se o valor médio de 15% para os resíduos gerados no campo de florestas plantadas e 65% para florestas naturais. Para o resíduo do processamento mecânico da madeira definiu-se uma perda média de 45% para florestas plantadas e 17,5% para florestas naturais. Num contexto geral, a geração de resíduos em florestas naturais é superior à de florestas plantadas, condição influenciada principalmente na fase de campo, principalmente pelo fato de não existir um manejo adequado e pelas irregularidades na morfologia das árvores.

Ainda segundo IPEA (2012), levou-se em consideração apenas os resíduos da madeira em tora para produção de energia elétrica através de um sistema convencional de turbina a vapor (Ciclo

Rankine), no qual ocorre queima direta pelo processo da combustão de sólidos e é produzido energia elétrica através do calor e vaporização do fluido. Definiu-se então, um rendimento de 30% (médio porte); Poder Calorífico (PCI) do resíduo como 2.000 kcal/kg; conversão de kcal/kg para kWh/kg através da divisão por 860; o fator de conversão igual a 0,50 para transformar m³ em toneladas; e, o tempo de operação correspondente a 95% das horas anuais, resultando em 8.322 horas/ano. Para este cenário, com potencial maior que 10 MW/ano, foi utilizada a Equação 1.

$$Potencial (MW) = \frac{[(t_{madeira} \times 0,5) \times PCI \times 0,30]}{(860 \times 8.322)} \quad (1)$$

3. Resultados e discussão

Seguindo a metodologia citada, foi possível definir a produção de manufaturados da madeira, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Produção a partir Extração Vegetal e Silvicultura no RS

Silvicultura				Extrativismo	
Carvão vegetal	Lenha	Madeira em toras		Lenha	Madeira em tora
		Papel e celulose	Outras finalidades		
Quantidade (t)	Quantidade (m ³)	Quantidade (m ³)	Quantidade (m ³)	Quantidade (m ³)	Quantidade (m ³)
62.264	13.129.563	4.988.703	6.447.099	650.605	52.207

Fonte: Elaborado pelos autores com base em IBGE (2018)

Nota-se que há uma grande quantidade de produtos do setor florestal no Estado, no qual as florestas nativas se apresentam bem menos significativas com relação às florestas plantadas. Esses resultados remetem à grande extensão de plantio de florestas exóticas, principalmente Pinus, Eucalipto e Acácia, conforme citado pela AGEFLOR (2016), colocando o Rio Grande do Sul entre os principais fabricantes de produtos derivados da madeira no país.

Em comparação ao mesmo estudo levantado pelo IPEA (2012), onde possui como ano base os dados do IBGE relativos à 2009, percebeu-se um aumento significativo do carvão vegetal e do papel e celulose, nos quais dobraram suas produções. Houve diminuição expressiva na lenha do extrativismo, correspondente a 53% nesses oito anos. A produção de madeira em tora para outras finalidades, por sua vez, cresceu tanto na silvicultura, quanto no extrativismo, 35,5% e 50%, respectivamente.

Estimou-se que o Rio Grande do Sul produz 1.749.305 m³/ano de resíduos da colheita, onde 1.715.370 m³/ano são referentes a florestas plantadas e 33.935 m³/ano às florestas naturais. Em relação ao processamento mecânico da madeira, são produzidos 5.155.247 m³/ano de resíduos neste segmento, sendo 5.146.111 m³/ano relativo à silvicultura e 9.136 m³/ano à extração vegetal.

Comparando os resultados obtidos com os dados do IBGE (2009) apresentados pelo IPEA (2012), observa-se um pequeno aumento na geração de resíduos da colheita florestal (36,2%). Contudo, o crescimento com relação ao processamento mecânico da madeira, é mais significativo (58%).

Os dois segmentos totalizam juntos 6.904.551,98 m³/ano de sobras do setor florestal, no qual 99,4% correspondem às florestas plantadas e apenas 0,6% são resíduos de florestas nativas, demonstrando que o grupo de produtos da silvicultura amplia sua participação no valor da produção florestal, frente ao grupo de produtos do extrativismo vegetal, que passaram a responder por uma fração menor neste ramo de atividade, demonstrando o interesse em preservar o que “restou” das florestas nativas.

Quanto à geração de energia a partir da biomassa, estimou-se uma produção de 130 MW/ano de energia através de oxidação térmica (queima), que corresponde a um aumento de 51,6% com relação à 2009 (IPEA, 2012), demonstrando estar diretamente relacionada ao aumento da produção de resíduos dos últimos oito anos. Contudo, nota-se que devido ao baixo rendimento da sua transformação de energia térmica para elétrica, implica na dificuldade do seu aproveitamento energético, uma vez que fatores como forma e umidade da biomassa, afetam a sua viabilidade de utilização. Ainda, como estes resíduos encontram-se dispersos no Estado, geralmente são utilizados isoladamente em pequena escala, no qual a logística do suprimento de biomassa também deve ser avaliada.

O pesquisador da Embrapa Florestas, Enrich (2019) afirma que falta planejamento de consumo de madeira no país, afeta na competitividade em utilizar a madeira como fonte de energia. O mesmo destaca que, no que se refere em energia para o próprio consumo, aquela gerada pelas florestas é mais barata em relação a adquirida pela concessionária. (CANAL – JORNAL DA BIOENERGIA, 2019).

Pelo fato do Estado do Rio Grande do Sul possuir predominância de clima subtropical úmido, este fator acaba por interfere diretamente na qualidade dos resíduos de madeira, pois contribui para o aumento da sua umidade. Conseqüentemente, o poder calorífico da biomassa diminui, não possibilitando que ocorra a oxidação térmica ideal, afetado o desempenho no momento da geração de energia e, até mesmo causando a queima incompleta, favorecendo a emissão atmosférica. Outro fator a ser levantado, são as mudanças climáticas que hoje atingem diretamente a produtividade deste segmento, sendo cabível a análise da logística de suprimento deste material, em caso de necessidade (CANAL – JORNAL DA BIOENERGIA, 2019).

4. Conclusão

O presente estudo utilizou como base de pesquisa algumas fontes relacionadas à geração de resíduos do segmento florestal e madeireiro e à produção de bioenergia a partir do aproveitamento desta biomassa. Para poder cumprir os objetivos do estudo, analisando os resultados obtidos, concluiu-se que, mesmo o Rio Grande do Sul tendo uma grande área de florestas plantadas e a alta presença de indústrias do setor moveleiro, o qual contribui significativamente para a produção de sobras da cadeia produtiva madeira-móveis. Logo, deve-se pensar num melhor aproveitamento dos resíduos nas diferentes fases do processo produtivo pra reduzir perdas, cuja a modernização tecnológica dos segmentos podem contribuir significativamente neste sentido.

O baixo rendimento da transformação de energia térmica para elétrica, acaba por acarretar uma dificuldade no aproveitamento energético destes materiais como combustível. Dessa forma, considera-se a necessidade de avaliação de potencial geração em função de outras rotas tecnológicas, como pirólise e gaseificação na geração de energia elétrica através da biomassa da madeira.

5. Referências

AGEFLOR – Associação Gaúcha de Empresas Florestais. Dados e Fatos. 2016. Disponível em: <http://www.ageflor.com.br/noticias/wp-content/uploads/2016/09/AGEFLOR-DADOS-E-FATOS-2016.pdf>. Acessado em: 27 de jul. 2019.

BRASIL. LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. *Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Planalto, Presidência da República, DF, Brasil. 2010.

CANAL JORNAL DE BIOENERGIA. Florestas energéticas: alternativa limpa e renovável. Disponível em: <http://www.canalbioenergia.com.br/florestas-energeticas-alternativa-limpa-e-renovavel/>. Acesso em: 29 jul. 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura – PEV's. 2017. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9105-producao-da-extracao-vegetal-e-da-silvicultura.html?=&t=resultados>. Acessado em: 20 de mar. 2019.

IEMA - Instituto de Energia e Meio Ambiente. Florestas energéticas: potencial da biomassa dedicada no Brasil. São Paulo, 2018. Disponível em: https://iema-site-staging.s3.amazonaws.com/estudo_completo_energia_eucalipto.pdf. Acessado em: 29 de jul. 2019

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Diagnóstico dos Resíduos Orgânicos do Setor Agrossilvopastoris e Agroindústrias Associadas. Relatório de Pesquisa, 130 pg. Brasília, DF. 2012.

MEGA MOVELEIROS. É possível utilizar resíduos oriundos da indústria moveleira para a produção de novas chapas?. 2018. Disponível em: <http://www.megamoveleiros.com.br/e-possivel-utilizar-residuos-oriundos-da-industria-moveleira-para-a-producao-de-novas-chapas/>. Acesso em: 27 de jul. 2019.

MOVERGS – Associação das Indústrias de Móveis do Estado do Rio Grande do Sul. Dados do Setor Moveleiro. 2019. Disponível em: <http://www.movergs.com.br/dados-setor-moveleiro>. Acesso em: 27 de jul. 2019.

ESTUDO DA INFLUÊNCIA DO CARVÃO ATIVADO NAS PROPRIEDADES DE LODO DE ETA PARA APLICAÇÕES AMBIENTAIS

**Joice Batista Reis¹, Ériッサ A. C. M. Guimarães², Josiane Bampi³, Vilson Conrado da Luz⁴,
William M. Kubiaki Levandoski⁵, Gean Delise Leal Pasquali Vargas⁶, Eduardo Pavan Korf⁷**

^{1,2,3,4,5} Acadêmicos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS. E-mail: joyce.reis@estudante.uffs.edu.br

^{6,7} Docentes do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS.

1. Introdução

O cenário atual contempla a grave problemática dos resíduos sólidos, nos quesitos de produção e destinação destes. No Brasil, estima-se que 7.500 Estações de Tratamento de Água existentes operam em ciclo completo, com processos de coagulação, floculação, decantação e filtração (ACHON *et al.*, 2013). Nestes sistemas a geração de resíduos provém principalmente dos decantadores, com a formação de substrato caracterizado como complexo, estruturalmente e quimicamente, tornando-o seu manejo custoso. Neste sentido, estudos com enfoque em reaproveitamento destes materiais, como forma de valoração dos mesmos têm sido cada vez mais explorados.

No processo de tratamento água ocorre a produção de um resíduo sólido denominado lodo. Este é gerado nas etapas iniciais e apresenta produtos químicos utilizados para purificação da água em sua composição (VAZ COELHO *et al.*, 2013). Os processos de coagulação e floculação acarretam ao lodo alta carga de metais, como ferro e alumínio e ainda compostos silicosos (HAGEMANN *et al.*, 2019). De acordo com Reis *et al.* (2019), o lodo em estudo apresenta 40% de alumínio e sílica em sua composição, tornando assim, sua destinação em canais pluviais extremamente inadequada.

Além dos metais e da composição inerente as características do lodo, em algumas estações de tratamento de água utiliza-se a prática de adição de carvão ativado nos sistemas de tratamento, procedimento este relativamente comum. O carvão ativado é utilizado devido às propriedades de adsorção seletiva em seus poros auxiliando nos processos de purificação da água (LEGNER, 2012). Este material apresenta características que lhe confere grande capacidade de retenção de substâncias, fato estritamente relacionado com sua alta área superficial (MOR *et al.*, 2017).

Diante disto, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a influência que o carvão ativado exerce sobre as propriedades do lodo de tratamento de água, assim como a interferência destas propriedades para potenciais aplicações para sua reutilização na área da engenharia.

2. Materiais e métodos

A determinação da influência do carvão ativado no lodo foi realizada por meio de ensaios físico-químicos, para isto foram coletados dois tipos de resíduos, com e sem carvão, provenientes de uma estação de tratamento localizada na cidade de Erechim-RS. As análises de caracterização dos resíduos se deram nos laboratórios de Efluentes e Resíduos e de Solos da UFFS - Campus Erechim. As

análises de pH das amostras foram realizadas, em similaridade à medição de condutividade elétrica dos materiais, utilizando água como solvente (FALCÃO, 2005).

O teor de carbono foi obtido por meio do uso de um forno mufla a uma temperatura de 550°, em que as amostras, previamente secas em estufa, foram submetidas a queima por um período de 3 horas (GOLDIN,1987). Os teores de umidade das amostras foram obtidos por meio de diferença de massa em base úmida com as amostras *in natura* (EMBRAPA,1997).

A quantificação dos teores de óleos e graxas presentes nas amostras foi realizada por meio do método de extração Soxhlet normatizado pela NTS 005 (SABESP,1997). Foram também obtidas micrografias por meio de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) no Laboratório de Microscopia Eletrônica do Parque Científico e Tecnológico da Universidade de Passo Fundo, com uma ampliação de 200 vezes, fornecendo dados da topografia da superfície das partículas das amostras.

3. Resultados e discussões

Os resultados das análises do estudo encontram-se na Tabela 1, tanto para o material com e sem carvão ativado.

Tabela 1 – Caracterização físico-química do lodo de ETA contendo carvão ativado e sem carvão.

Análise	Lodo sem Carvão	Lodo com Carvão
Umidade (%)	98,65	82,77
Teor de Carbono (%)	10,13	9,52
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	28,53	151,74
PH	6,21	6,05
Óleos e graxas (%)	7,89	7,17

A análise de condutividade elétrica no lodo de ETA demonstrou comportamento similar do resíduo a solos, esta propriedade química está diretamente relacionada com a umidade presente na amostra. Assim, existe uma relação, como relata Richards (1954), que grandes teores de água no solo são responsáveis por diluir as concentrações de sais presentes e desse modo afetar a condução de elétrons de forma negativa, sendo o oposto válido também.

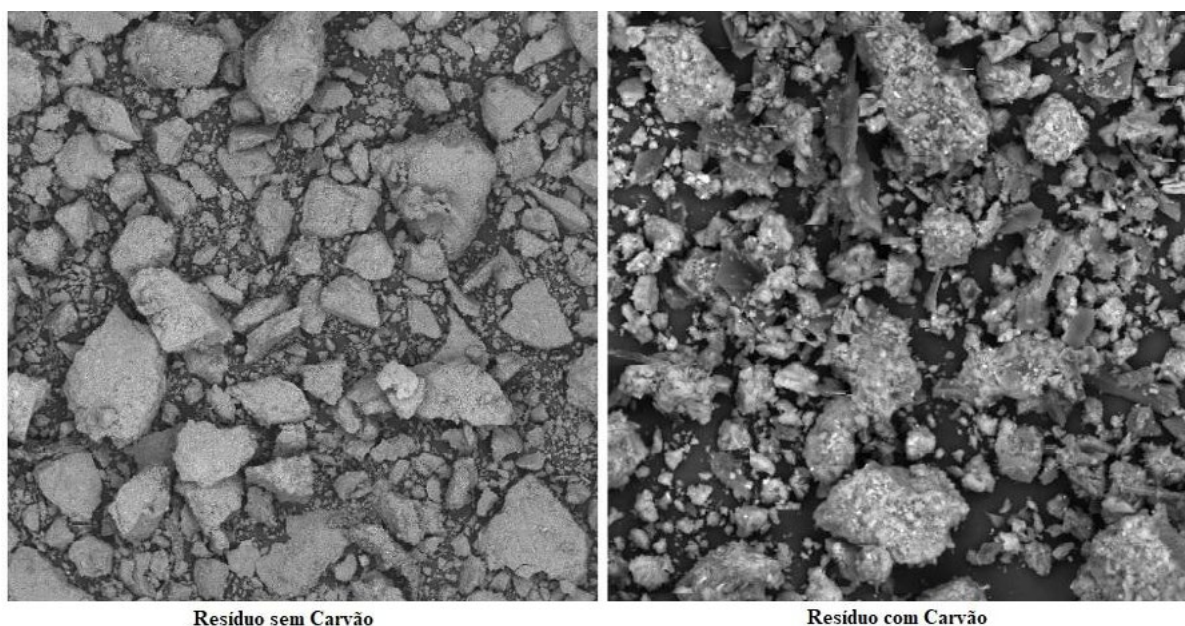
Esse fato explica em partes o padrão de condutividade encontrado para as amostras de lodo. Porém, ainda deve-se considerar o efeito sinérgico do carvão ativado sobre as amostras. O que se observa é que o potencial de adsorção do carvão ativado para íons, contribuiu para o aumento da condutividade no resíduo analisado com a presença de carvão ativo.

Estudos realizados nas propriedades de solos que foram alterados pela aplicação de biocarvão, demonstraram uma propensão à elevação na retenção de umidade, no pH, na capacidade de troca de íons e no teor de carbono (GHORBANI *et al.*, 2019; PANDIAN *et al.*, 2016). Tal comportamento não foi observado nesta caracterização, o que demonstra que para o material em estudo a presença de carvão ativado não é uma variável significativa para o pH e os teores de carbono. Enquanto, para umidade há uma pequena variação, isto pode estar relacionado ao fato de que apesar do comportamento similar ao de solo, o lodo se trata de um resíduo e estes apresentam tendências a altas variabilidades.

Os baixos teores de óleos e graxas estão de acordo com a origem do resíduo, que provém de águas brutas de rios. Similar ao constatado para quase todos os parâmetros, a presença de carvão ativado não influenciou na concentração química do material.

Os resíduos apresentam granulometria uniformemente distribuída como observado nas imagens apresentadas na Figura 1, também pode-se observar a presença de partículas em fase cristalina em suas composições corroborando para a conclusão de que o lodo apresenta frações de solo oriundos do processo de tratamento de água. No entanto, não se destaca divergências na morfologia das partículas dos diferentes tipos resíduos estudados.

Figura 1: Microscopia Eletrônica de Varredura dos Lodos de ETA analisados.



Com base nos resultados de caracterização físico-química e das partículas nota-se à similaridade nas propriedades intrínsecas dos resíduos, não interferindo assim para distinções em potenciais estudos de aplicações ambientais, podendo-se elencar o uso como adsorvente para metais pesados (CELIS et al., 2000), na recuperação de solos de áreas degradadas (MOTTA, 2011), no tratamento dos resíduos em Estações de Tratamento de Esgotos (MARCHIORETTO, 2003), e em cobertura permeável de aterro sanitário (CASTILHOS JUNIOR et al., 2011).

4. Conclusão

A caracterização dos lodos de ETA estudados, por meio da determinação de umidade, condutividade elétrica, pH, teor de carbono e óleos e graxas, bem como caracterização das partículas permitiu concluir que:

- A adição do carvão ativado ao tratamento de água não influi diretamente nas propriedades do resíduo de forma a ocasionar aplicações e tratamentos distintos na área ambiental.
- Recomenda-se estudos aprofundados sobre a composição química destes resíduos a fim de comprovação de diferentes aplicabilidades na engenharia.
- Estudos referentes à classificação e toxicidade destes materiais também devem ser realizados, como forma de corroborar com a identificação de possíveis discrepâncias

comportamentais dos resíduos, nos quesitos de solubilização e lixiviação de contaminantes, principalmente os metais presentes no lodo.

5. Referências

ACHON, Cali Laguna; BARROSO, Marcelo Melo; CORDEIRO, João Sérgio. Resíduos de estações de tratamento de água e a ISO 24512: desafio do saneamento brasileiro. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 2, p.115-122, jun. 2013.

CASTILHOS JUNIOR, A. B., PRIM, E.C.C, PIMENTEL, F.J.G (2011). Utilização de lodo de ETA e ETE como material alternativo de cobertura de aterro sanitário. **Use of the WTP and STP as an alternative material for landfill cover**, 7, 86-97.

CELIS, R., HERMONSIN, M. C., CORNEJO, J. Adsorption of heavy metals by functionalized clays. **Environ Sci. Technol.**, 34 (2000), pp. 4593 – 4599

EMBRAPA, Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Manual de Métodos de Análise de Solo. In: **Centro nacional de pesquisa de solos**, 1997, Rio de Janeiro. Manual [...]. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997.

FALCÃO, A. A. Análise química de resíduos sólidos para estudos agroambientais. 2005. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) -**Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP**, 2005.

GHORBANI, M.; ASADI, A.; ABRISHAMKESH, S. Effects of rice husk biochar on selected soil properties and nitrate leaching in loamy sand and clay soil. **International Soil and Water Conservation Research**, 2019.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. **Commun. Soil Sci. Plant. Anal**, v. 18, p. 1111-1116, 1987.

HAGEMANN, S E; GASTALDINI, A. L. G.; COCCO, M.; JAHN, S. L.; TERRA, L. M. Synergic effects of the substitution of Portland cement for water treatment plant sludge ash and ground limestone: Technical and economic evaluation. **Journal of Cleaner Production**, v. 214, p. 916-926, 2019

LEGNER, C. Resinas trocadoras de íons, soluções a favor do tratamento de água e efluentes: O uso de carvão no processo de tratamento de água. 9. ed. **Revista técnica do tratamento de água e efluentes**, 2012.

MARCHIORETTO, M. M. Heavy metals removal from anaerobically digest sludge. Tese (Doutorado). **Universidade de Wageningen**. Holanda, 2003.

MOR, Suman et al. Utilization of nanoalumina and activated charcoal for phosphate removal from wastewater. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, [s.l.], v. 7, p.15-23, maio 2017. Elsevier BV.

MOTTA, A. C. V. Recuperação de áreas degradadas com lodo de ETA. **Relatório Final RIPLA**, 2011.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

PANDIAN, K.; SUBRAMANIAYAN, P.; GNASEKARAN, P.; CHITRAPUTHIRAPILLAI, S. Effect of biochar amendment on soil physical, chemical and biological properties and groundnut yield in rainfed Alfisol of semi-arid tropics. **Archives of Agronomy and Soil Science**, 2016.

REIS, J. B.; GUIMARÃES, E. A. C. M.; BAMPI, J.; LUZ, V. C. da ; LEVANDOSKI, W. M. K.; VARGAS, G. D. L. P.; KORF, E. P. Caracterização físico-química de resíduo de estação de tratamento de água visando a produção de material pozolânico para aplicação geotécnica. In: **Seminário de Engenharia Geotécnica do Rio Grande do Sul**, Santa Maria, 2019.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Washington: United States Department of Agriculture, 1954.

SABESP- Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. **Norma interna sabesp**, NTS 005. Óleos e graxas: métodos de ensaio, jun. 1997.

VAZ COELHO, R.; FONTENELE, H. B.; FERNANDES, F.; TEIXEIRA, R. S. Dosagem de Mistura Solo - Lodo (ETA) - Cimento para Emprego em Pavimentação. In: Simpósio sobre Materiais e Construção Civil/UTFPR. Anais **Simpósio sobre Materiais e Construção Civil/UTFPR**, Toledo, 2013.

ESTABILIZAÇÃO DO LODO GERADO NA ETE DE LAGES (SC) POR MEIO DE COMPOSTAGEM

Júlia Nercolini Göde¹, Diego Hoefling Souza² e Everton Skoronski³

^{1,2}Mestranda(o) do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LabTrat), julianercolini@hotmail.com.

³Professor Doutor do programa de pós-graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Laboratório de Tratamento de Água e Resíduos (LabTrat).

1. Introdução

O Lodo de Esgoto (LE) é um subproduto inevitável do processo de tratamento de esgotos, gerado nas Estações de Tratamento de Efluentes (ETE), e pode ser definido como uma mistura de matéria orgânica e inorgânica sólida, de contaminantes concentrados que permaneceram acumulados no sistema durante o tratamento do esgoto, os quais precisam ser removidos periodicamente (MACKENZIE, 2010; METCALF; EDDY, 2003). A compostagem é um método econômico e socialmente aceitável para o tratamento de LE. É um processo microbiano onde os resíduos orgânicos, ácidos húmicos e nutrientes podem ser reciclados e transformados em substâncias húmicas mais estáveis, maduras, e relativamente não-tóxicas, afim de aumentar o crescimento das plantas e a fertilidade do solo (GROBELAK et al., 2019; YUAN et al., 2016).

No processo de compostagem, fatores como temperatura, pH, aeração, teor de umidade, tamanho das partículas e espaço livre devem ser apropriadamente controlados para se alcançar a maturidade do composto (KEBIBECHE et al., 2019). O LE geralmente possui um teor de água em cerca de 80% (LI et al., 2017; YUAN et al., 2018), uma permeabilidade ao ar relativamente baixa e uma baixa relação carbono-nitrogênio (C/N) (KULIKOWSKA; SINDREWICZ, 2018). Deste modo, precisa ser misturado com componentes lignocelulósicos, como lascas de madeira, casca, palha, serragem, grama ou folhas, os quais servem como agentes de volume, e são usados para ajustar o teor de umidade, porosidade e relação C/N (KULIKOWSKA; SINDREWICZ, 2018). O presente trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade técnica de realizar a estabilização do lodo proveniente da ETE de Lages por meio de compostagem.

2. Materiais e métodos

O LE (material biossólido) foi coletado nos leitos de secagem da ETE Caça e Tiro durante os meses de março a maio de 2019, e acondicionado em recipientes de material plástico à temperatura ambiente e em local fechado. Como material estruturante (ou agente de volume), optou-se pela serragem de madeira (Pinus), coletada em serrarias do município de Lages, acondicionada em sacos plásticos, também à temperatura ambiente e em local fechado. Foram realizadas 5 tentativas de compostagem, com amostras do material em diferentes condições.

1ª tentativa: lodo enviado ao leito de secagem no momento da coleta; serragem proveniente de madeira tratada com fungicidas, e com acondicionamento anterior em local úmido; 2ª tentativa:

lodo enviado ao leito de secagem com 4 dias de antecedência do momento da coleta; serragem proveniente de madeira tratada com fungicidas, e com acondicionamento anterior em local úmido; 3ª tentativa: lodo enviado ao leito de secagem com 4 dias de antecedência do momento da coleta; serragem proveniente de madeira tratada com fungicidas, e acondicionamento anterior em local úmido; adição de esterco de gado como adubo orgânico (5%, 10% e 20% do peso total da massa de compostagem dos reatores 1, 2 e 3, respectivamente); 4ª tentativa: lodo enviado ao leito de secagem com 5 dias de antecedência do momento da coleta; serragem proveniente de madeira sem tratamento, com acondicionamento anterior em local seco, e com dois tipos distintos quanto ao tamanho do grão (fino e grosso); adição de solução de ureia 100g.L^{-1} ao longo do processo (5% do peso total da massa de compostagem de cada reator); 5ª tentativa: lodo enviado ao leito de secagem com 5 dias de antecedência do momento da coleta; serragem proveniente de madeira sem tratamento, e acondicionada em local seco; adição de solução de ureia 100g.L^{-1} ao longo do processo (5% do peso total da massa de compostagem de cada reator).

Determinou-se a umidade do lodo e da serragem pelo método por secagem em estufa, o qual se baseia na remoção da água por aquecimento. O teor de água foi determinado pela diferença entre a massa da amostra úmida e a massa da amostra seca. Determinou-se também a relação C/N dos materiais que constituíram os reatores. Para isso, primeiramente foi efetuada a análise de Carbono Orgânico Total (método 5310 A), conduzida de acordo com os procedimentos descritos no *“Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater”* 21ª edição (CLESCERI; GREENBAERG; EATON, 1998). Em sequência, analisou-se o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (método 1690) de acordo com os procedimentos descritos pela *“Environmental Protection Agency”* (DRAFT, 2001).

Os reatores utilizados nas 5 tentativas de compostagem do LE foram confeccionados a partir de bombonas circulares e caixas retangulares de plástico, envoltos por duas camadas de plástico-bolha, papel alumínio e filme Strech (nesta sequência), com o objetivo de criar um isolante térmico. Nos reatores confeccionados com as bombonas, adicionou-se um sistema de distribuição de ar no seu interior, o qual era propelido por uma bomba injetora de ar (utilizada na 1ª, 2ª e 4ª tentativas).

Em cada uma das 5 tentativas de compostagem do LE, os parâmetros umidade (40 – 60%), pH (próximo de 7), temperatura, frequência de aeração (a cada 2 dias) e relação C/N inicial da massa de compostagem (30:1) foram acompanhados objetivando-se a eficiência do processo. No caso da umidade e do pH, utilizou-se um medidor analógico próprio para solos. Nos reatores confeccionados com as caixas de plástico retangulares a leitura da umidade se deu em 5 pontos distintos da massa de compostagem. A temperatura foi medida com o uso de um termômetro digital LCD, que permaneceu no interior da massa de compostagem. O acompanhamento de todos os parâmetros foi realizado diariamente. A relação C/N inicial foi ajustada por meio da combinação entre as quantidades desejadas do material bio-sólido e estruturante, de modo a alcançar uma boa relação C/N.

3. Resultados e discussão

Os resultados obtidos nas análises de Carbono (C), Nitrogênio e umidade das amostras de lodo e serragem utilizadas nas cinco tentativas de compostagem do LE podem ser observados na Tabela 1.

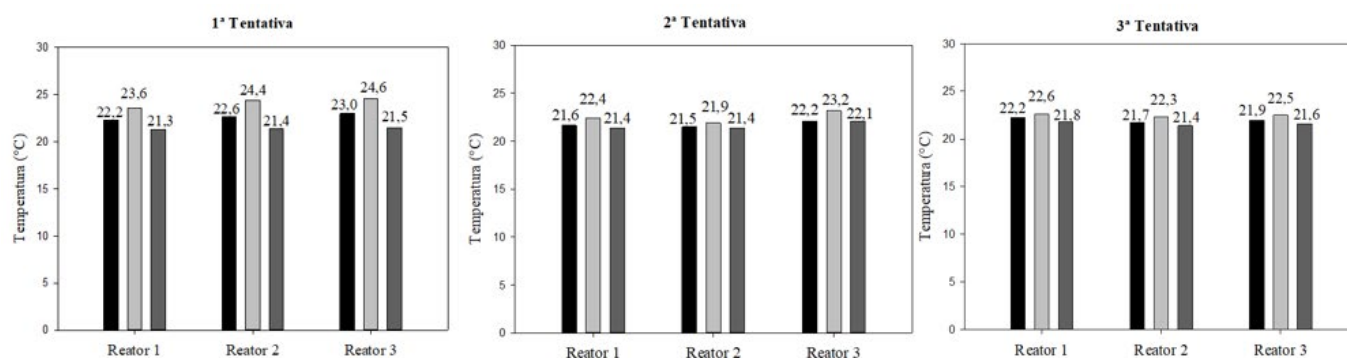
Tabela 1 - Análises de C, N e umidade do LE e serragem utilizados na compostagem.

		1ª tentativa	2ª tentativa	3ª tentativa	4ª tentativa	5ª tentativa
Lodo	Carbono (g C/g sólido seco)	0,37	0,29	0,29	0,31	0,31
	Nitrogênio (g N/g sólido seco)	0,018	0,03	0,03	0,26	0,26
	Umidade (%)	95,3	80,2	80,2	78,2	78,2
Serragem	Carbono	0,48	0,48	0,48	0,52	0,52
	Nitrogênio	0,0004	0,0004	0,0004	0,011	0,011
	Umidade	57,9	57,9	57,9	10,3	10,3

Por meio da análise da Tabela 1 é possível perceber que a concentração de C do LE não variou significativamente. No entanto, a concentração de N e a umidade mostraram variações mais importantes. No caso da serragem, a concentração de C também não demonstrou grandes variações entre o material com e sem tratamento antifungos. O mesmo não ocorreu para a concentração de N e umidade, uma vez que os materiais se encontravam acondicionadas em locais com diferentes condições de aeração.

Após o início dos processos de compostagem do LE, a evolução da temperatura da massa de compostagem foi o parâmetro utilizado para a determinação da eficiência do processo. As temperaturas médias, máximas e mínimas de cada tentativa podem ser observadas nos gráficos da Figura 1.

Figura 1 - Temperaturas médias, máximas e mínimas observadas nas tentativas de compostagem do LE.



Analisando-se os gráficos da Figura 1, nota-se que o processo de biodegradação do LE não ocorreu em nenhuma das tentativas, considerando que na primeira fase da compostagem (termófila) a temperatura no interior da massa de compostagem deve se elevar à cerca de 50°C por aproximadamente uma semana (OZDEMIR *et al.*, 2018).

Na primeira tentativa de compostagem do LE, acredita-se que o processo de biodegradação foi prejudicado devido ao alto teor de água presente no lodo, além da baixa concentração de N e do uso de serragem proveniente de madeira tratada com fungicidas, fatores que podem ter afetado também a segunda e terceira tentativa. Fungicidas são compostos químicos empregados no controle de doenças causadas por fungos, bactérias e algas, inibindo a germinação de seus esporos, podendo, deste modo,

ter coibido também a atividade das colônias de bactérias responsáveis pela biodegradação do lodo (KOEHLER; SHEW, 2019).

A máxima temperatura atingida foi durante a quarta tentativa (29,5°C), no reator número 2, o qual foi composto pela mistura de 50% de serragem grossa e 50% de serragem fina, ambas sem tratamento de fungicidas, e LE com 5 dias no leito de secagem. O pH se encontrava ligeiramente alcalino (7,8), apresentava relação C/N de 7,9 e baixo teor de umidade (20%). No entanto, adicionou-se 20% do peso da massa de compostagem em água, elevando a umidade para cerca de 40%. A temperatura de 29,5°C foi atingida no segundo dia do processo. A partir do terceiro dia, a temperatura passou a diminuir. Acredita-se que isto ocorreu devido ao consumo de todo o N disponível pelas bactérias no primeiro dia. Porém, mesmo adicionando-se solução de ureia 100g.L⁻¹, a temperatura não voltou a crescer.

4. Conclusão

A partir dos resultados ineficazes obtidos nas tentativas de compostagem do LE, considera-se que este subproduto possui características que impedem sua estabilização por meio do processo de compostagem. Sugere-se que seu tratamento seja realizado por pirólise (transformação por aquecimento) ou biodigestão (fermentação anaeróbica). A análise de metais e de óleos e graxas em amostras do LE se encontram em andamento.

5. Referências

CLESCERI, L. S.; GREENBAERG, A. E.; EATON, A. D. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater). **American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA**, [s. l.], v. 552, p. 5–16, 1998. Disponível em: <<https://www.amazon.com/standard-methods-examination-water-wastewater/dp/08;>>

DRAFT. Method 1690 Ammonia-N in Water and Biosolids by Automated Colorimetry with Preliminary Distillation DRAFT January 2001 U . S . Environmental Protection Agency Office of Water Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division (4303). **Environmental Protection**, [s. l.], n. January, 2001.

GROBELAK, Anna et al. Sewage sludge processing and management in small and medium-sized municipal wastewater treatment plant-new technical solution. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 234, n. January, p. 90–96, 2019.

KEBIBECHE, Hassiba et al. Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 168, n. November 2018, p. 423–430, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.075>>

KOEHLER, A. M.; SHEW, H. D. Effects of fungicide applications on root-infecting microorganisms and overwintering survival of perennial stevia. **Crop Protection**, [s. l.], v. 120, n. December 2018, p. 13–20, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.02.010>>

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

KULIKOWSKA, Dorota; SINDREWICZ, Sandra. Effect of barley straw and coniferous bark on humification process during sewage sludge composting. **Waste Management**, [s. l.], v. 79, p. 207–213, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.042>>

LI, Weiguang et al. Nitrogen loss reduction by adding sucrose and beet pulp in sewage sludge composting. **International Biodeterioration and Biodegradation**, [s. l.], v. 124, n. 2602, p. 297–303, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.03.013>>

MACKENZIE, L. Davis. **Water and Wastewater Engineering: Design principles and practice**. [s.l.] : McGraw-Hill, 2010.

METCALF, Robert L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4 ed ed. New York: McGraw - Hill, 2003.

OZDEMIR, Saim et al. Application of solarization for sanitization of sewage sludge compost. **Journal of King Saud University - Science**, [s. l.], p. 0–6, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.07.004>>

YUAN, Jing et al. Effects of aeration rate on maturity and gaseous emissions during sewage sludge composting. **Waste Management**, [s. l.], v. 56, p. 403–410, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.017>>

YUAN, Jing et al. Effects of phosphogypsum, superphosphate, and dicyandiamide on gaseous emission and compost quality during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, [s. l.], v. 270, n. July, p. 368–376, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.09.023>>

AVALIAÇÃO DA TÉCNICA DE COMPOSTAGEM NOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE LAJEADO/RS

Vanessa Mallmann¹, Marcelo Luís Kronbauer², Gabriela Roehrs³, Tiago Schena⁴

^{1,2} Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC

^{1,3,4} Secretaria do Meio Ambiente de Lajeado

E-mail: eng.vanessamallmann@gmail.com

1. Introdução

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei Federal nº 12.305/2010, estabelece uma hierarquização na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, priorizando a ordem de não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Desta forma, somente o que não for passível de tratamento e recuperação por processos tecnológicos deve ser encaminhado para aterros sanitários. No entanto, constata-se que uma quantidade significativa de materiais passíveis de reciclagem acaba sendo aterrada. Conforme estimativa apresentada no Plano Nacional de Resíduos Sólidos, em 2008, a matéria orgânica representava a maior fração dos resíduos domésticos, correspondendo em média a 51,4% em relação ao peso dos resíduos sólidos. A nível estadual observa-se o mesmo cenário: aproximadamente 60% dos resíduos sólidos urbanos são constituídos de material orgânico, segundo dados do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul de 2014.

Neste contexto, o objetivo do presente estudo é avaliar a aplicabilidade da técnica de compostagem em resíduos sólidos urbanos associada a um pré-tratamento por peneiramento, através da avaliação qualitativa do composto obtido ao final do processo e sugerir possíveis usos para este.

2. Materiais e métodos

2.1 Descrição da área de realização do estudo

O município de Lajeado situa-se na mesorregião do Centro Oriental Rio-Grandense, a aproximadamente 116 km de distância da Capital do Estado. De acordo com dados do IBGE (2017) o município possui população estimada de 79.819 habitantes. A coleta dos resíduos sólidos urbanos abrange todo o território do município. Segundo dados da Secretaria de Meio Ambiente de Lajeado, entidade responsável pela administração e operação do Aterro Sanitário Municipal, atualmente são recebidas em média, 60 toneladas de resíduos sólidos urbanos por dia, deste total, somente 3,1% é recuperado através da triagem, sendo o restante encaminhado para aterramento.

2.2 Amostragem dos resíduos

Os resíduos foram coletados diretamente da célula de aterramento, sendo sua amostragem realizada conforme a NBR 10.007:2004. O material amostrado foi submetido ao pré-tratamento por peneiramento. Foram testadas peneiras de diversas malhas para a remoção dos materiais inertes,

sendo a malha de 75x75 mm a selecionada por ser utilizada neste estudo, pois apresentou melhores resultados na separação desejada.

2.3 Montagem da leira de compostagem

Foi construída uma leira de compostagem com volume final de 1m^3 e altura da pilha de 0,4 m, utilizando-se uma camada de geomembrana de polietileno de alta densidade – PEAD de 2mm sob paletes de madeira sobrepostos. Visando-se evitar o excesso de umidade devido precipitação pluviométrica, optou-se por trabalhar com a leira enclausurada. Para tanto, foi construído uma estrutura de madeira a 1,5m do solo e alocado uma lona de polietileno de baixa densidade, com coloração preta.

2.5 Monitoramento da leira

Com o objetivo de monitorar o desenvolvimento do processo, os parâmetros de temperatura, umidade e quantidade de lixiviado produzido foram verificados a cada três dias. Para medição dos parâmetros de temperatura e umidade utilizou-se um termômetro digital da marca *Incoterm* e um medidor analógico de umidade de solos, marca *Three Way Meter*, sendo as medidas realizadas em 03 pontos da leira. O lixiviado gerado durante o período foi retirado através do sistema de drenagem e seu volume aproximado medido com o auxílio de um balde de 10 litros. Todo lixiviado produzido durante a realização deste experimento foi conduzido até a estação de tratamento de efluentes existente no local. A aeração transcorreu através do revolvimento semanal do material, sendo realizada de forma manual com o auxílio de enxada. Todas as medições e observações realizadas durante o período de realização do experimento foram registradas em uma planilha de monitoramento.

2.6 Análise do composto final

Para a verificação da qualidade final do composto, foram coletadas 03 amostras compostas de material. As amostras foram devidamente encaminhadas para análise no Laboratório de Análises da Universidade Federal do Rio Grande do Sul onde foram realizadas as análises físico-químicas do composto final (SCHMITZ, 2012).

3. Resultados e discussão

3.1 Monitoramento do processo de compostagem

No período inicial do experimento, a temperatura no interior da leira apresentou-se superior à temperatura ambiente, atingindo a máxima de $55\text{ }^{\circ}\text{C}$, em um intervalo aproximado de 03 dias após o início do processo. Transcorrida esta fase, observou-se um declínio das temperaturas, seguido de um período de estabilidade (35 dias), no qual as temperaturas internas variaram de $21\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $32\text{ }^{\circ}\text{C}$. Apesar da redução, as temperaturas internas mantiveram-se superiores às temperaturas externas registradas no período, estas variando de $7,98\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $21,28\text{ }^{\circ}\text{C}$. Em 19 de julho, registrou-se a menor temperatura interna ($8,27\text{ }^{\circ}\text{C}$). Após este súbito declínio, observou-se um crescimento na temperatura interna da leira, acompanhando a elevação das temperaturas externas. No período compreendido entre 25 de agosto e 08 de setembro, a temperatura da leira se apresentou de forma estável, variando entre 18 a $25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Observou-se que neste período a temperatura da leira assemelhou-se à temperatura média do ambiente externo. Nota-se que as temperaturas médias da leira diferiram

das encontradas na literatura (KIEHL, 2004). Este fato pode ser justificado devido a composição dos resíduos depositados na leira apresentarem uma fração considerável de materiais não compostáveis, a altura insuficiente da pilha de resíduos, que pode ter favorecido a dissipação do calor da leira e a infiltração de águas pluviais devido a episódios de precipitação intensa. Os valores de umidade observados estão compreendidos entre 26,9 a 84%. O controle da umidade foi realizado utilizando o lixiviado gerado, quando o material se encontrava abaixo do esperado e, em períodos de umidade elevada, além de promover a aeração da leira através do revolvimento do material, adicionou-se serragem. Os percentuais de umidade não se mantiveram em uma faixa considerada ótima para as condições de compostagem (KIEHL, 2004), no entanto, este aspecto não inibiu o processo de degradação. Como consequência da umidade elevada, é possível que o ambiente da leira tenha apresentado tendências de anaerobiose no decorrer do processamento, além de ter proporcionado a geração de percolato (KIEHL, 2004). Cabe ressaltar que, transcorridos 55 dias de operação constatou-se o pleno desenvolvimento de fungos. O surgimento de cogumelos pode ser explicado pelas condições de temperatura e umidade presentes na leira, favorecendo o desenvolvimento destes (SCHMITZ, 2012). Ao final do experimento verificou-se que dos 900L iniciais de material utilizado no processo, aproximadamente 200L haviam se transformando em composto, correspondendo a 22%. Restaram 360 litros de material inerte (não sofreu decomposição), correspondendo a 40% do material inicial. Dentre os materiais que não sofreram degradação pode-se citar plásticos, metais, vidros, entre outros. O processo de compostagem apresentou uma redução de 45% do volume inicial adicionado ao processo.

3.2 Análise laboratorial do composto

Os resultados das análises físico-químicas do composto orgânico obtido através do experimento revelaram um material de natureza básica (pH 8,17). A relação final C/N ficou compreendida em 14:1. Apesar de ter apresentado uma relação superior ao considerado ideal por Kiehl (2004), o processo de compostagem objeto deste estudo satisfaz o que preconiza o artigo 6º da Resolução nº 481, de 03 outubro de 2017 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Quanto aos nutrientes presentes no composto final, a média das amostras analisadas apresentou 0,36 % de fósforo total - % (m/m) e 0,92% de potássio total - % (m/m). Quanto à contaminação por metais pesados, observou-se a existência de elementos como bário, chumbo, cobre, cromo, manganês, mercúrio e zinco no composto final. Segundo Neto (2012), estas substâncias podem ser atribuídas à presença de resíduos oriundos de equipamentos eletrônicos, lâmpadas, pilhas, baterias recarregáveis e objetos metálicos. Uma vez que, a legislação nacional não apresenta um enquadramento específico para o composto proveniente do processo de compostagem de resíduos sólidos urbanos, a comercialização deste está condicionada à prévio cadastramento no Ministério da Agricultura. Em razão da recorrente utilização de adubos orgânicos no âmbito rural, optou-se pela comparação com os valores orientadores para qualidade de solo agrícola, que representam também as concentrações mais restritivas apresentadas pela legislação em questão. Apesar da presença de metais pesados comprometer a utilização do composto para a adubação orgânica, verifica-se que o material estudado se enquadra nas legislações apresentadas, uma vez que as concentrações das substâncias se encontram abaixo dos limites estabelecidos pelo Ministério da Agricultura. Observa-se que de modo geral, todos os elementos apresentaram concentrações bem inferiores aos limites propostos pelas legislações em questão, excetuando-se pela fração de níquel que se apresentou em concentração próxima ao limite máximo estabelecido pela IN nº 46/2011 do Ministério da Agricultura. No entanto, cabe ressaltar que a utilização de um composto com tais características pode vir a afetar a qualidade do solo a longo prazo, em razão de que este tornar-se-ia saturado, podendo apresentar indícios de contaminação devido às

concentrações excessivas de substâncias químicas. Visando uma ampla avaliação da qualidade do composto produzido, fez-se um comparativo dos resultados laboratoriais do composto estudado com laudos analíticos de lotes de duas empresas do Rio Grande do Sul que produzem adubo Classe A e Classe D, sendo comercializados na forma de composto orgânico. Em relação aos adubos comerciais, observa-se que o composto estudado apresentou características químicas muito semelhantes a estes, excetuando-se o teor de umidade, que foi superior aos demais, o que pode ser atribuído à umidade externa excessiva apresentada no período em que o material foi coletado, e a presença de metais pesados, sendo alguns parâmetros não avaliados para o adubo Classe A. Constatou-se quantidades elevadas de chumbo e bário quando comparada com o adubo Classe D, provavelmente decorrentes de lâmpadas e baterias que estavam presentes durante o período de compostagem, no entanto, cabe ressaltar que o material analisado apresentou concentrações inferiores dos elementos cobre, zinco, manganês, cromo, níquel e mercúrio quando comparados aos níveis presentes no adubo Classe D. Considerando que o composto resultante do processo de compostagem em escala piloto apresentou características de adubos Classe D, o emprego deste como fertilizante e condicionador de solo é permitido para fins de silvicultura, jardinagem, paisagismo e agrícolas, excetuando-se o uso no cultivo de olerícolas, tubérculos, raízes comestíveis e culturas inundadas, bem como nas demais culturas cuja parte comestível fique em contato com o solo.

4. Conclusão

Através do experimento em escala piloto, constatou-se que, apesar da utilização de uma variada gama de materiais não compostáveis, houve a formação de um composto com características que permitiriam sua utilização como adubo orgânico. Ainda que tenha se detectado a presença de alguns metais pesados, estes foram encontrados em concentrações dentro dos limites máximos estabelecidos pelas legislações pertinentes. No entanto, a utilização do composto é sugerida principalmente para melhoramento das condições físicas, químicas e biológicas do solo, e para cultivo de plantas ornamentais, uma vez que a concentração de sais e outros elementos pode se tornar prejudicial a uma variedade de plantas. Ao analisar os dados obtidos através da realização do presente trabalho, pode-se afirmar que a implementação de uma unidade de compostagem no município de Lajeado é viável, vislumbrando a reciclagem de um material hoje destinado a aterro. A implantação da compostagem como método de tratamento da fração orgânica dos RSU proporcionaria, além dos benefícios ambientais, melhores condições de trabalho aos cooperativados que atuam na central de triagem, uma vez que os materiais orgânicos seriam retirados através de peneiramento antes de iniciar-se o processo de segregação manual.

5. Referências

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004:2004**. Resíduos sólidos – Classificação. Classifica resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que estes resíduos possam ter manuseio e destinação adequados. 2. ed. Rio de Janeiro, 2004

BRASIL. **Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 2 de ago. 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 04 jun. 2017.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE: **Resolução nº 481, de 03 de outubro de 2017.**

Disponível em < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=728>>. Acesso em: 20 out. 2017.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades.** Disponível em:

<<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?codmun=431140>>. Acesso em: 31 out. 2017.

KIEHL, Edmar José. **Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto.** 4ª ed. Piracicaba: E. J. Kiehl, 2004.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO: **Instrução Normativa nº**

46, de 06 de outubro de 2011. Disponível em < <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/legislacao/portugues/instrucao-normativa-no-46-de-06-de-outubro-de-2011-producao-vegetal-e-animal-regulada-pela-in-17-2014.pdf/view>>. Acesso em 02 nov. 2017.

NETO, João de Mélo Vieira. **Estudo do comportamento de metais em uma célula experimental de resíduos sólidos urbanos na cidade de Campina Grande – PB.** Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande) Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande, 2012.

RIO GRANDE DO SUL. **Plano Estadual dos Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul,** 2014.

SCHMITZ, Michele. **Gerenciamento de resíduos sólidos domésticos: estudo de caso na central de triagem, tratamento e destino final dos resíduos sólidos domésticos do município de Estrela/RS.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) Centro Universitário Univates, Lajeado, 2012.

LEVANTAMENTO DE SUINOCULTORES E VIABILIDADE DE USO DE BIODIGESTOR, HORIZONTINA, RIO GRANDE DO SUL

Mario Juliano Nunes Gaertner¹, Jorge Luis Palacios Felix²

¹ Engenheiro Ambiental, Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul - Campus Cerro Largo

E-mail: mario@nr9engenharia.com.br

² Professor Associado, Programa de Pós-Graduação em Ambiente e Tecnologias Sustentáveis, Universidade Federal da Fronteira Sul – Campus Cerro Largo

E-mail: jorge.felix@uffs.edu.br

1. Introdução

A carne suína é uma das mais consumida no mundo (GERVASIO, 2013), e o Brasil encontra-se entre os cinco países com maior exportação mundial desse alimento (ABPA, 2014), corroborando com a boa atuação no agronegócio brasileiro, evidenciando a importância do setor para o país.

Devido aos crescentes números da suinocultura brasileira nos mercados nacional e internacional, surgiram os alertas para a necessidade de avaliações e análises referentes à sustentabilidade da atividade (ALLEGRETTI et al., 2014). Ainda, quando manejados inadequadamente, os dejetos podem gerar problemas ambientais devido a sua grande capacidade de contaminação (GOMES; RAIHER, 2013).

Em regiões onde ocorre a criação de suínos confinados, originando, como consequência, grandes quantidades de dejetos, é de fundamental importância o estudo da utilização desses dejetos como fonte de nutrientes para a agricultura (RIGON et al., 2010). Atualmente, diversas tecnologias estão sendo analisadas para a contenção e/ou tratamento dos dejetos, como por exemplo, a sua destinação como alimentos de outras espécies de animais e como biofertilizantes.

Pesquisas realizadas por Scherer et al. (1996) indicam que o dejetos provenientes de suínos, quando utilizados de forma equilibrada, constituem um fertilizante capaz de substituir com vantagem parte ou, em determinadas situações, totalmente a adubação química das culturas.

Nesse contexto, vem surgindo uma alternativa para a tecnologia de biodigestão de resíduos, como a implantação de biodigestores. O processo de biodigestão proporciona o aproveitamento da biomassa para geração de energia, além de constituir-se em uma opção para o tratamento de resíduos, reduzindo o potencial poluidor e os riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, promovendo a geração de biogás, o qual pode ser utilizado como uma segunda escolha de fonte de energia (FARHAD et al., 2010; CANCELIER et al., 2015).

Dessa forma, o trabalho teve como objetivo realizar um levantamento das propriedades rurais de suinocultores e, a partir de estudos bibliográficos e análise das propriedades, analisar a viabilidade da implementação de um biodigestor de uso comum na região de Horizontina, Rio Grande do Sul.

2. Materiais e métodos

A cidade de Horizontina localiza-se na região noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (27°37'28" S e 54°18'32" O), possuindo uma área territorial total de 229,398 km², e 19.338 habitantes, tendo como limites os municípios de Doutor Maurício Cardoso, Crissiumal, Três de Maio e Tucunduva (IBGE, 2017).

No município, a economia predominante é a do setor secundário, isto é, aquela que transforma matéria-prima, extraída e/ou produzidas pelo setor primário, em produtos de consumo, ou em máquinas industriais, com exemplos de grandes multinacionais presentes na região. Além disso, de acordo com o Censo Agropecuário, a cidade apresenta, aproximadamente, 40 mil cabeças de suínos, distribuídas em 593 estabelecimentos agropecuários (IBGE, 2017).

A presente pesquisa possui abordagem qualitativa do tipo exploratória, desenvolvida em um estudo de caso e estudo bibliográfico. De acordo com Godoy (1995), essa abordagem possui particularidade suficiente para representar um caso, podendo evidenciar aspectos e dimensões da diversidade mais geral da região. A metodologia de pesquisa do tipo qualitativa é aquela capaz de incorporar a questão do significado e da intencionalidade como inerentes aos atos, às relações e às estruturas sociais, sendo essas últimas tomadas, tanto no seu advento, quanto na sua transformação, como construção humana significativa (MINAYO, 1995).

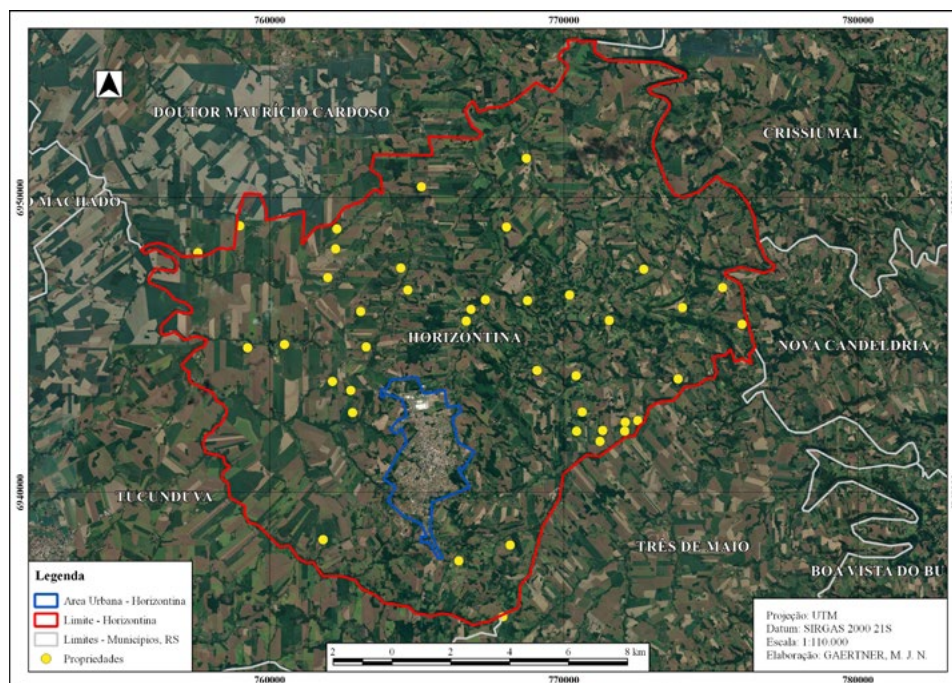
Inicialmente, foi realizado o levantamento e mapeamento das unidades de produção de suínos, e após foi realizada uma revisão da literatura pertinente ao tema.

3. Resultados e discussão

O levantamento foi obtido em parceria com a Secretaria de Agricultura da Prefeitura Municipal de Horizontina, sendo possível elencar 61 propriedades rurais com Licença de Operação para a criação de suínos, sendo que a maioria delas pode ser observada na Figura 1. A carne suína é uma das mais consumidas no mundo, embora tenha restrições em alguns países devido aos hábitos, proibições religiosas e dogmáticas (GERVASIO, 2013). E a região Sul do país possui importante participação neste setor, com 69,38% da totalidade de produção do país com sistema federal de inspeção, e o Rio Grande do Sul representa 25,74% destes números, principalmente por meio da propriedade familiar (SANTOS FILHO et al., 2011).

Os dejetos obtidos a partir da suinocultura, geralmente, são manejados de maneira inadequada, podendo gerar problemas ambientais devido a sua grande capacidade de contaminação (GOMES; RAIHER, 2013). A capacidade poluente desses dejetos suínos, em comparação à outras espécies, é superior e provoca desconforto ambiental proveniente de insetos e maus odores (BELLI FILHO et al., 2007; DIESEL et al., 2002).

Figura1. Levantamento das propriedades rurais de suinocultores, na região de Horizontina, Rio Grande do Sul. (FONTE: GOOGLE EARTH, 2019).



Na região de Horizontina predominam pequenas propriedades de suinocultores, e devido ao grande volume de dejetos, estão sendo estudadas formas de descarte ambientalmente corretas. Cabe salientar que, quando manejados adequadamente, os dejetos constituem um fertilizante capaz de substituir com vantagem parte ou, em determinadas situações, totalmente a adubação química das culturas (SCHERER et al., 1996). Com isso, alternativas vem surgindo, como a tecnologia de biodigestão de resíduos a partir da implantação de biodigestores.

O processo de biodigestão proporciona o aproveitamento da biomassa para geração de energia, além de constituir-se em uma alternativa para o tratamento de resíduos, reduzindo o potencial poluidor e os riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, promovendo a geração de biogás, o qual pode ser utilizado como uma segunda opção de fonte de energia (FARHAD et al., 2010; CANCELIER et al., 2015).

Ainda, o biodigestor anaeróbico pode ser uma alternativa de contenção e tratamento de dejetos provenientes da suinocultura, podendo minimizar essa problemática ambiental, gerando um subproduto: o biogás, que pode ser transformado em energia elétrica. Além disso, o resíduo do biodigestor anaeróbico pode ser utilizado como biofertilizante. (ALVAREZ; GUNNAR, 2008). O biogás produzido por meio da digestão anaeróbica é composto por metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e sulfeto de hidrogênio (H_2S), sendo um processo natural em que bactérias anaeróbicas que atacam as estruturas da matéria orgânica para produzir compostos simples, formando o biogás (36 a 50% de CH_4 e 15 a 60% de CO_2) (RYCHEBOSH et al., 2011; STARR et al., 2012).

Dessa forma, a utilização de biodigestores pode se tornar uma excelente alternativa para destinação de dejetos de suínos na região de Horizontina. Além disso, os suinocultores possuem uma associação onde são discutidos assuntos relacionados à produção e à gestão ambiental de suas propriedades. Salienta-se que as propriedades são próximas umas às outras (Figura 1), o

que facilitaria a utilização de um biodigestor de uso comum, além do grande volume de dejetos produzidos diariamente, podendo ser destinados tanto à biofertilização como para energia. Assim, O uso de biodigestores possui potencial na suinocultura brasileira e o fato dos dejetos e resíduos desta cultura ser fonte poluidora do meio ambiente, a utilização dos biodigestores para a produção do biogás mostra-se uma alternativa para minimizar os impactos ambientais e trazer benefícios aos produtores.

4. Conclusão

Foram identificadas 61 propriedades rurais de suinocultores na região de Horizontina, Rio Grande do Sul, e devido às características como proximidade das propriedades, associação de produtores e grande volume de dejetos produzidos diariamente, a utilização de um biodigestor de uso comum pode se tornar uma alternativa para reduzir os impactos ambientais, a partir do tratamento adequado de resíduos, originando energia e biofertilizantes.

5. Referências

ALLEGRETTI, G.; SCHMIDT, V.; MACHADO, J. A. D. Sustentabilidade na suinocultura de terminação: indicadores ambientais de desempenho em um município gaúcho. **Revista Ciência e Natura**, v. 36, p. 677-684, 2014.

ALVAREZ, R.; GUNNAR, L. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. **Renewable Energy**, v.33, p.726-734, 2008.

ABPA - Associação Brasileira da Indústria Produtora e Exportadora de Carne Suína **Mercado Externo de Carne Suína**. Disponível em: <<http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mercado-externo.html>>. Acesso em: 17 maio de 2019.

BELLI FILHO, P.; et al. Avaliação de impactos de odores em bacias hidrográficas com produções de suínos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 252-258, 2007.

CANCELIER, A. et al . Avaliação da produção de biogás de dejetos de suínos utilizando a metodologia de superfície de resposta. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 2, p. 209-217, 2015.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C.C. **Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos**. Boletim Informativo de Pesquisa - Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS, n. 14. 30 p., 2002.

FARHAD, S.; YOO, Y.; HAMDULLAHPUR, F. Effects of fuel processing methods on industrial scale biogas-fuelled solid oxide fuel cell system for operating in wastewater treatment plants. **Journal of Power Sources**, v. 195, n. 5, p. 1446-1453, 2010.

GERVASIO, E. W. **Suinocultura - Análise da Conjuntura Agropecuária: SEAB - Secretaria de Estado da Agricultura e do Abastecimento do Paraná**, 2013. Disponível em: <http://www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/Prognosticos/SuinoCultura_2012_2013.pdf>. Acesso em: 10 maio 2019.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

GODOY, A. S. Pesquisa Qualitativa - tipos fundamentais. **Revista de Administração de Empresas**. São Paulo: RAE, v. 35, p. 20-29, 1995.

GOMES, T. M. S.; RAIHER, A. P. Viabilidade econômica da produção de biogás de dejetos suínos: um estudo de caso. **Revista Ciências Administrativa**, v. 19, n. 2, p. 776-815, 2013.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Município de Horizontina, RS. 2017**. Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/horizontina/pesquisa/24/76693>>. Acesso em 25 de maio 2019.

MINAYO, M. C. S. **O desafio do conhecimento: pesquisa Qualitativa em Saúde**. São Paulo: Hucitec; Rio de Janeiro: Abrasco, 1995.

RIGON et al., Doses de dejetos líquidos de suínos e adubação mineral na cultura do girassol. In: Congresso Brasileiro de Mamona, 4º Simpósio Internacional de Oleaginosas Energéticas, 2010, João Pessoa. Inclusão Social e Energia: **Anais...** Campina grande: Embrapa Algodão, p. 631-636. 2010.

RYCKEBOSCH, E.; DROUILAN, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogás to biomethane. **Biomass & Bioenergy**, v.35, p.1633-1645, 2011.

SANTOS FILHO, I. J. et al. **Consolidação do custo do suinocultor para a produção de suínos em sistema de parceira em Santa Catarina: ano 2011**. Concórdia: EMBRAPA Suínos e Aves, 2011. (Comunicado Técnico, n. 497).

SCHERER, E. E.; AITA, C.; BALDISSERA, I. T. **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste catarinense para fins de utilização como fertilizante**, EPAGRI, Santa Catarina, 46p., 1996.

STARR, K.; GABARREL, X.; VILLALBA, G.; TALENS, L.; LOMBARDI L. Life cycle assessment of biogas upgrading technologies. **Waste Management**, v.32, p.991-999, 2012.

DESENVOLVIMENTO DE UMA UNIDADE TERMOQUÍMICA PARA ESTUDO DO PROCESSO DE PIRÓLISE PARA PRODUÇÃO DE *BIOCHAR*

Tailane Hauschild¹, Luís António da Cruz Tarelho², Diosnel Antônio Rodriguez Lopez³,
Adriane Lawisch Rodriguez⁴, Ênio Leandro Machado⁵, Paula Sabrina Malmann⁶,
Genyr Kappler⁷

^{1,3,4,5} Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul/RS

^{1,2,7} Departamento de Ambiente e Ordenamento/CESAM, Universidade de Aveiro, Portugal

^{6,7} Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Vale dos Sinos, São Leopoldo/RS

E-mail: tailanehauschild@mx2.unisc.br

1. Introdução

O tratamento dos lodos provenientes dos efluentes industriais e urbanos é complexo em virtude da necessidade de redução de volume e estabilização da matéria orgânica. Apesar de haver restrições quanto ao aumento da concentração de metais potencialmente tóxicos nos solos, é intensiva a compostagem de lodo para aplicação agrícola. Portanto, são necessárias soluções alternativas para o gerenciamento adequado desses resíduos.

No contexto dos processos termoquímicos para recuperação de biocombustível e biocarvão a partir de biomassa, a pirólise apresenta-se como uma solução promissora relativamente as emissões de GEE e aos problemas técnicos gerados pelos inorgânicos na combustão e gasificação. A pirólise de biomassa, gera, além de produtos voláteis, o *biochar*, um sólido mais estabilizado e rico em carbono e inorgânicos que apresenta benefícios agrícolas e ambientais. Entretanto, o desenvolvimento da tecnologia de processo de pirólise, necessita ser mais bem avaliada em termos dos requisitos técnicos do processo e do produto obtido, destacando-se os parâmetros operatórios, características dos materiais e propriedades do produto.

O objetivo deste estudo foi desenvolver conhecimento no âmbito do processo de pirólise, e para o efeito foi construída uma Unidade de Conversão Termoquímica (UCT) à escala de bancada, com reator de leito fixo horizontal. A primeira etapa do estudo foi realizada na Universidade de Aveiro (UA) em Portugal, a qual consistiu em analisar a influência da temperatura e da taxa de aquecimento no rendimento de *biochar* produzido a partir do lodo proveniente do tratamento de efluentes da indústria de pasta e papel. A segunda etapa foi desenvolvida na Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), no Brasil, com a construção da UCT e análise da influência da temperatura e da taxa de aquecimento no rendimento e características do *biochar* produzido com o lodo proveniente do tratamento de efluentes do reator UASB da UNISC.

2. Materiais e métodos

A UCT desenvolvida (Figura 1), apresenta uma configuração e funcionalidades análogas às da unidade existente no Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, para estudo do processo de pirólise, e compreende: uma unidade de controle da temperatura com termopar tipo K acoplado no interior do reator, um forno tubular horizontal com 25mm de diâmetro

interno e zona de aquecimento central de 250mm de comprimento, dotado com resistência elétrica, um reator de quartzo (20mm de diâmetro interno, espessura da parede de 1,5mm e 450mm de comprimento), um *data-logger* para registro da temperatura, cilindro de nitrogênio (N₂), rotâmetro e sistema de exaustão de gases. As amostras foram submetidas a uma pré-secagem em estufa a 105°C e apresentaram os teores de umidade de 8,3%(em massa) para o lodo biológico aeróbio (LB) e 9,53%(em massa) para o lodo biológico anaeróbio (LA). As partículas de lodo após a pré-secagem apresentam forma irregular, e um diâmetro equivalente que variou na gama de 5 a 10mm.

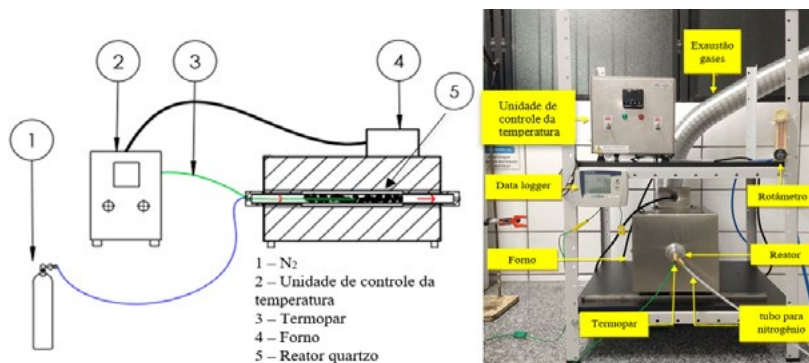


Figura 1 – Unidade de conversão termoquímica (UCT) com reator de leito fixo horizontal.

Os procedimentos experimentais consistiram em carregar o reator com cerca de 20g de amostra de lodo e introduzir o reator no forno. Acionava-se o controlador de temperatura e o sistema operava automaticamente até o final do tempo de residência, retirava-se parcialmente o reator de dentro do forno até a amostra arrefecer, por fim realizava-se a coleta e pesagem do biochar. A fim de garantir um ambiente inerte (ausência de O₂), uma purga de N₂ era mantida durante todo o procedimento (TARELHO et al., 2019).

O conjunto de condições operatórias para o processo de pirólise do lodo biológico aeróbio (LB) proveniente do tratamento de efluentes da indústria pasta e papel realizadas na UA, inclui taxas de aquecimento de 2, 10 e 30°C/min, em cada taxa de aquecimento foram utilizadas as temperaturas de processo iguais a 300, 375, 450, 525 e 600°C, um tempo de residência igual a 30min à temperatura de processo, e um caudal de 200ml_{PTN}/min de N₂ em cada um das experiências. As condições de pressão e temperatura normais (PTN) foram consideradas como 273 K e 1,013x10⁵ Pa.

Relativamente ao trabalho experimental na UNISC, foi projetada e construída a unidade UCT, e foram realizadas experiências para produção de *biochar* com o lodo biológico anaeróbio (LA) do reator UASB. Na componente das experiências de pirólise, o objetivo foi compreender como ocorre o aquecimento do material (lodo anaeróbio) no forno consoante os parâmetros pré-estabelecidos, e calibrar todo o sistema de operação. Foi definida uma única temperatura de processo, igual a 450°C, taxas de aquecimento de 5 e 10°C/min e tempos de residência de 30 e 60min à temperatura de processo, para cada taxa de aquecimento. O caudal de N₂ utilizado foi 100 ml_{PTN}/min nos ensaios a 10°C/min e tempo de residência de 30min e 200 ml_{PTN}/min para os demais ensaios.

Seguindo procedimentos padronizados, de acordo com a *European Biochar Certificate* (EBC) e *International Biochar Initiative* (IBI), as amostras de *biochar* do LA foram caracterizadas por alguns parâmetros físico-químicos com relevância no âmbito de aplicações ambientais, principalmente no contexto da sua aplicação do solo. Sendo submetidas a análise imediata (matéria volátil e cinzas de

acordo com a norma CEN-TS 14775; e o teor de carbono fixo foi determinado pela diferença entre as somas dos teores de matéria volátil e cinzas e 100%). O rendimento do *biochar* foi determinado em termos da fração mássica de carbonizado em relação aos lodos biológicos aeróbio e anaeróbio secos submetidos ao processo de pirólise.

3. Resultados e discussão

Observou-se uma variação de aproximadamente 60°C na taxa de aquecimento nos primeiros ensaios realizados a 450°C e 10°C/min na UCT desenvolvida (Figura 2–J1), a variação foi mais acentuada logo após atingir 100°C (secagem do material). Um bom ajuste no modelo de aquecimento do forno (Figura 2–M2) foi conseguido ao dividir-se a programação da rampa de aquecimento em dois segmentos, estipulando o primeiro a partir da temperatura ambiente até os 100°C e o segundo dos 100°C até atingir a temperatura de processo estipulada. Desta forma, foi possível ajustar e calibrar os parâmetros de controle do aquecimento do forno para garantir uma relação adequada entre as necessidades de energia para o processo de pirólise e a inércia térmica no forno. Com isso, as taxas de aquecimento pretendidas de 5 e 10°C/min apresentaram média real de 4,87 e 9,64°C/min respectivamente.

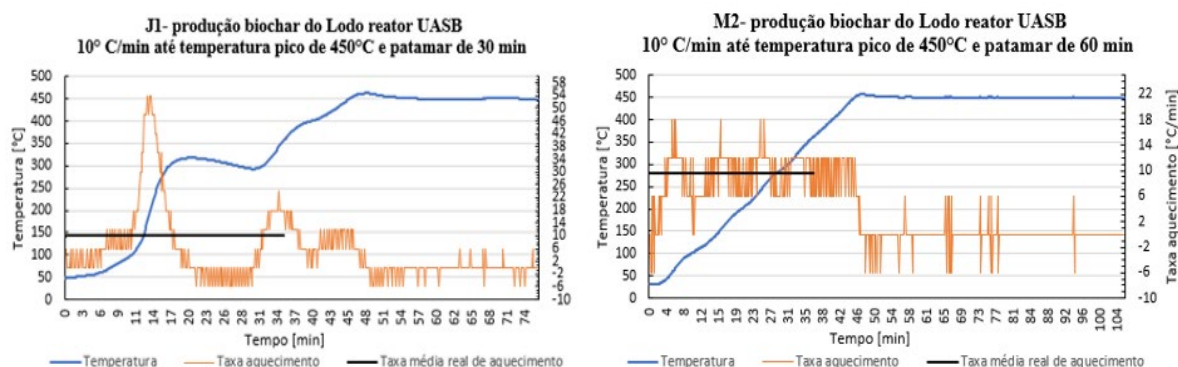


Figura 2 – Perfis de temperatura das rampas de aquecimento do reactor de pirólise no forno, antes e depois dos ajustes nos parâmetros de controlo de aquecimento do forno, para a produção de *biochar* a partir do LA a 450°C e 10°C/min

Aumentar a vazão de N_2 de 100 para 200ml_{PTN}/min pode ter favorecido o controle do aquecimento, pois o fluxo do gás de arraste influencia no transporte imediato dos voláteis para fora da região de mais elevada temperatura no reator de pirólise, logo, pode limitar a conversão de gases permanentes e vapor de água, evitando as reações secundárias tais como de craqueamento térmico e oxidação parcial (NEVES et al., 2011).

Observou-se um decréscimo de 27,8%(em massa, base seca) no rendimento do *biochar* produzido a partir do LB, entre a menor (300°C) e a maior temperatura (600°C) de processo (Figura 3). Ao analisar os ensaios a 450°C, o decréscimo observado é de 3,03%(em massa, base seca) entre a menor (2°C/min) e a maior (30°C/min) taxa de aquecimento (Figura 3). O processo de pirólise lenta favorece a produção de biochar. Por conseguinte, o aumento da temperatura de reação e da taxa de aquecimento dá origem a redução na produção de carbonizado (KAPPLER et al., 2018; MOHAN; PITTMAN; STEELE, 2006; TARELHO et al., 2019).

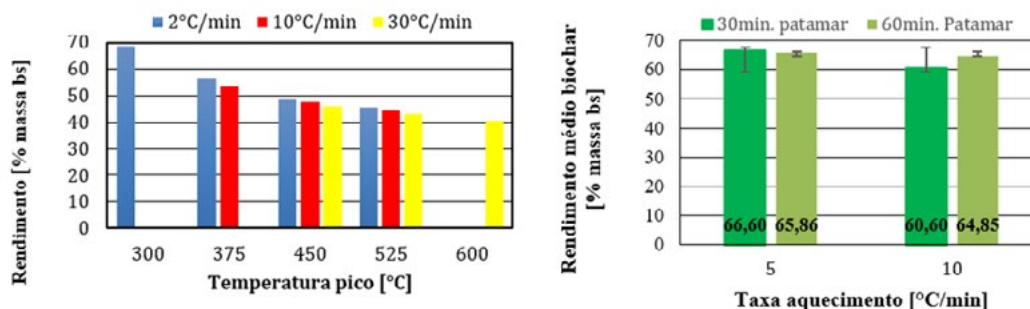


Figura 3 – Rendimento médio de produção de *biochar* a partir lodo biológico aeróbio dos efluentes da indústria de pasta e papel (esquerda) e a partir do lodo biológico anaeróbico a 450°C (direita); bs – base seca.

A elevação de 5 para 10°C/min a 450°C e tempo de residência de 30min à temperatura de processo, na produção de *biochar* a partir do LA (Figura 3 – gráfico direita), deu origem a redução do rendimento de produção de *biochar* em 6%(massa, base seca), enquanto, ao aumentar de 5 para 10°C/min com tempo de residência de 60min a redução foi de apenas 1,01%(massa, base seca). Este resultado está de acordo com Inguanzo et al. (2002) e Sanchez et al. (2009), que verificaram que em experimentos realizados com lodo anaeróbico do tratamento de efluente urbano, um aumento na temperatura final de pirólise e na taxa de aquecimento dá origem a uma diminuição na fração de carbonizado

Aumentar o tempo de residência de 30min para 60min nos ensaios a 450°C e 5°C/min, deu origem a uma ligeira redução de 0,74%(massa, base seca). Entretanto, ao dobrar o tempo de residência nos ensaios a 10°C/min, observou-se um acréscimo de 4,25% (massa, base seca). Explica-se a menor produção de *biochar* para a taxa de aquecimento de 10°C/min e residência de 30min em consequência da falta de controle no regime de aquecimento durante a fase de ajustes do forno. Considerando apenas os ensaios a 5°C/min, a redução na produção de *biochar* do LA encontra-se de acordo com estudo de Diniz (2005), em que, um aumento do tempo de permanência da biomassa dentro do reator aumenta a produção de gás e diminui o produto sólido.

Na produção de *biochar* com os mesmos parâmetros, 450°C, 10°C/min e tempo de residência de 30min, observou-se um rendimento de 12,9%(massa, base seca) mais elevado para a produção de *biochar* a partir do LA em comparação ao *biochar* produzido com LB. Essa diferença deve-se ao LA seco apresentar o teor de cinzas na ordem de 2,5 vezes do LB seco. Constituintes inorgânicos da matéria-prima tem relação com elevadas produções de carbonizado, como é indicado pelo teor relativamente alto de cinzas (BRIDGWATER, 2012; CANTRELL et al., 2012).

No contexto das características do *biochar*, a Figura 4 apresenta os resultados da análise elementar. Identificou-se que o aumento da taxa de aquecimento origina a diminuição de matéria volátil (MV), a variação do MV foi na gama de 14,54%(em massa, base) observado à 450°C, 5°C/min e tempo de residência de 30min e 5,37% (em massa, base seca) observado a 450°C, 10°C/min e tempo de residência de 30min. O teor de cinzas apresentou um ligeiro acréscimo com o aumento da taxa de aquecimento, variou entre 67,92% (em massa, base seca) a 450°C, 5°C/min e tempo de residência de 30min e 70,40% (em massa, base seca) a 450°C,10°C/min e tempo de residência de 60min. O teor de carbono fixo observado a 450°C, 5°C/min e tempo de residência de 30min foi de 17,54% (em massa, base seca) e 24,47% (em massa, base seca) a 450°C, 10°C/min e residência de 30min.

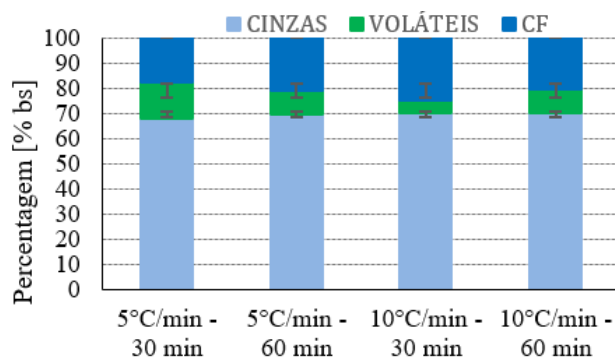


Figura 4 – Cinzas, matéria volátil e carbono fixo do biochar produzido com o lodo anaeróbio a 450°C

O teor médio, de cinzas no biochar do LA ficou na ordem de 1,52 vezes o teor das cinzas no LA (seco em base tal e qual), a elevação é decorrência da decomposição térmica da fração orgânica contida na biomassa sólida, causando o enriquecimento de inorgânicos (TARELHO et al., 2019). O teor de cinzas observado no *biochar* do LA do presente estudo é 17,22%(em massa, base seca) maior para as cinzas e 8,56%(em massa, base seca) menor para o material volátil em comparação com o *biochar* produzido a partir lodo anaeróbio do tratamento de esgoto referido por Inguanzo et al.(2002), produzido a 450°C, 5°C/min e tempo de residência de 30min. Essa diferença pode ter relação com a baixa carga orgânica característica do efluente tratado na ETE da UNISC.

De acordo com Neves et. al (2011), em que os autores citam sobre a libertação progressiva de voláteis na fase primária (temperaturas inferiores a 400°C), depreende-se que o descontrole no aquecimento pode ter originado uma reação de decomposição térmica do material (lodo anaeróbio) em que os voláteis foram libertados do interior da partícula de forma mais significativa nos ensaios a 450°C, 10°C/min e tempo de residência de 30min em relação aos ensaios que apresentaram controle de temperatura.

4. Conclusão

Foi desenvolvida e operacionalizada com sucesso uma unidade de conversão termoquímica por processo de pirólise para a produção de *biochar* a partir de biomassa. Relativamente a análise da influência da temperatura e da taxa de aquecimento no rendimento do *biochar* produzido a partir do lodo biológico proveniente do tratamento dos efluentes da indústria de pasta e papel e do lodo do reator UASB/UNISC, observou-se que, em ambos materiais, um aumento na temperatura final e na taxa de aquecimento dá origem a uma diminuição no rendimento de carbonizado. No âmbito da determinação das características do *biochar* produzido a partir do lodo do reator UASB, verificou-se que, a elevação da temperatura de processo e da taxa de aquecimento dá origem a um decréscimo do teor de matéria volátil do *biochar*, enquanto promovem um acréscimo nos teores de cinzas e de carbono fixo. O *biochar* produzido a partir do lodo anaeróbio apresenta propriedades que se enquadram com as normas de padronização internacional. Entretanto, faz-se necessário realizar uma avaliação mais criteriosa das propriedades das amostras de lodos e do biochar, nomeadamente no que respeita à sua composição química detalhada, para uma melhor compreensão do efeito do processo de pirólise sobre as características dos materiais produzidos, assim como experiências de colocação no solo e a caracterização do respectivo efeito.

Agradecimentos

Agradece-se o financiamento da Fundação para a Ciência e a Tecnologia - MCTES ao CESAM (UID/AMB/50017/2019), através de fundos nacionais, e co-financiamento do FEDER, no âmbito do acordo de parceria PT2020 e ao Compete 2020. Agradece-se o financiamento no âmbito da Cooperação Científica e Tecnológica FCT/CAPES 2018/2019, projecto “Estudo de Recuperação de Áreas Degradadas com a utilização de Partículas Nanoestruturadas”, Programa CAPES-FCT Edital nº.28/2017. Agradece-se o Programa de Mobilidade Acadêmica - PROMAI/UNISC

5. Referências

BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 68–94, 2012.

CANTRELL, K. B. et al. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. **Bioresource Technology**, v. 107, p. 419–428, 2012.

DINIZ, J. (UFSM). <**Diniz 2005 - Casca de arroz.pdf**>. [s.l.] Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

DONG, L. et al. An advanced biomass gasification technology with integrated catalytic hot gas cleaning. **Fuel**, v. 108, p. 409–416, 2012.

EUROPEAN BIOCHAR FOUNDATION (EBC). European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar - Version 8.2E of 19th April 2019. n. April, p. 1–22, 2012.

IBI. **Intenational Biochar Initiative**. Disponível em: <<https://biochar-international.org/characterization>>. Acesso em: 20 jul. 2019.

INGUANZO, M. et al. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 63, n. 1, p. 209–222, 1 mar. 2002.

KAPPLER, G. et al. Valorisation of Brazilian ' s agribusiness residues : Establishing a circular value chain via the production of biochar. 2018.

MIMMO, T. et al. Effect of pyrolysis temperature on miscanthus (*Miscanthus × giganteus*) biochar physical, chemical and functional properties. **Biomass and Bioenergy**, v. 62, p. 149–157, 1 mar. 2014.

MOHAN, D.; PITTMAN, C. U.; STEELE, P. H. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. **Energy and Fuels**, v. 20, n. 3, p. 848–889, 2006.

NEVES, D. et al. Characterization and prediction of biomass pyrolysis products. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 37, n. 5, p. 611–630, 2011.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

Tarelho, Hauschild, Vilas-Boas ACM, Silva DFR, Matos MAA. BIOCHAR FROM PYROLYSIS OF BIOLOGICAL SLUDGE FROM WASTEWATER TREATMENT. Proceedings of the 6th International Conference on Energy and Environment Research, ICEER 2019, 22-25 July, University of Aveiro, Portugal.

ESTRATÉGIA DE VALORAÇÃO DE RESÍDUOS DE PET E PRFV ATRAVÉS DA UTILIZAÇÃO COMO AGREGADO MIÚDO

**Arthur Henrique Knorst Colling¹, Rafaela Pollon², Rafael Pazza³, Felipe Paris⁴,
Eduardo Pavan Korf⁵**

^{1,2,3,4} Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul,
Campus Erechim-RS, RS-135, 200.

⁵ Docente do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária e Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim-RS, RS-135, 200.

E-mail: ahcolling@hotmail.com

1. Introdução

A produção e geração de resíduos sólidos, assim como sua destinação é um grave problema mundial. Segundo a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (1992), a degradação do meio ambiente no planeta é causada pelos padrões insustentáveis de produção e consumo. A indústria é grande responsável por esses, nesse sentido, técnicas de reciclagem e valorização destes materiais vem sendo amplamente estudadas.

Resíduos a base de polímeros destacam-se neste cenário, podendo-se elencar o resíduo de Politereftalato de Etileno (PET) como um dos principais. PET é um material amplamente utilizado no Brasil, sendo oriundo do processo industrial petroquímico. Segundo ABIPLAST (2017), monômeros como o eteno, propeno e butadieno, oriundos da nafta, a qual é extraída do petróleo, são utilizados na produção dos plásticos não biodegradáveis. Conhecida como a terceira geração da cadeia petroquímica, a indústria de transformados plásticos promove a transformação das resinas (polímeros) em produtos diversos, tal como como o Politereftalato de Etileno (PET). Os resíduos de PET são as embalagens já utilizadas e descartadas, como garrafas de bebidas.

O Politereftalato de Etileno (PET) é a quinta resina plástica mais consumida no Brasil e isso se reflete em sua participação como 32% do volume dessa tipologia de resíduo presente na coleta seletiva dos brasileiros (ABIPLAST, 2017; CICLOSOFT, 2018). O Censo da Reciclagem de PET no Brasil, realizado em 2015, contabilizou a reciclagem de 274 mil toneladas de PET, que serviram como matéria prima para a produção de têxteis, resinas insaturadas e alquídicas, embalagens para alimentos e não alimentos, entre outros materiais (ABIPET, 2016).

Devido à maior representatividade na produção de resíduos, a iniciativa privada necessita de maiores investimentos e tecnologias para destinar este material. Em algumas indústrias nota-se a priorização da disposição final ambientalmente adequada, a qual pode concentrar-se no reaproveitamento, reciclagem e valorização dos resíduos sólidos. A indústria de Polímeros Reforçados com Fibra de Vidro (PRFV) pode ser tomada como exemplo, pois seus resíduos, em grande maioria, acabam sendo destinados, em um cenário ideal, em aterros controlados.

Os PRFV são compósitos de grande utilização em escala mundial, produzidos, segundo Wait (2010), a partir da mistura de uma matriz polimérica, geralmente resina de poliéster insaturada, com a fibra de vidro, adquirindo as melhores propriedades de ambos materiais, tais como: altas

propriedades mecânicas, alta resistência à tração, flexão e impacto, leveza, não condução de corrente elétrica (bom isolamento), resistência à corrosão, baixo coeficiente de dilatação térmica e baixa absorção de água (ZATTERA, A. J., CARVALHO, G. A., FREIRE, E., 2000). Essa produção gera grande quantidade de resíduos, em sua maioria, por meio de rebarbas.

Devido à grande quantidade de geração desses resíduos, busca-se uma solução ambientalmente adequada para sua utilização ou disposição final. Para tanto, é visível uma possibilidade de suas utilizações como agregado miúdo, sendo um nicho de estudos na área de inovação tecnológica para desenvolvimento de novos materiais, devido a facilidade de substituição do material atualmente utilizado e difundido.

Através desse cenário apresentado, o presente trabalho avaliou o comportamento dos resíduos de PET e de PRFV beneficiados, para posterior utilização como agregado miúdo, sendo uma estratégia de valoração e reciclagem dos resíduos. Para tanto, caracterizaram-se os mesmos, por meio de suas granulometrias, comparando-os frente ao material padrão.

2. Materiais e métodos

O resíduo de Politereftalato de Etileno foi obtido por meio de uma campanha de coleta de garrafas PET realizada na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) - *Campus* Erechim, com a disponibilização de recipientes de coleta em espaços comuns de circulação de pessoas.

O resíduo de PRFV utilizado provém de uma indústria localizada na cidade de Erechim-RS. Esta, trabalha com o método de aplicação de resina de poliéster insaturada mais fibra de vidro em moldes abertos, tendo uma porcentagem de perdas de material no ambiente, além das rebarbas. A indústria, visando a diminuição do volume de resíduo, utiliza um moinho de facas para moer as rebarbas, obtendo um resíduo de granulometria heterogênea. Para o presente estudo foram utilizadas parcelas da rebarba moída. A indústria gera entre 2 e 2,5 toneladas de resíduo ao mês.

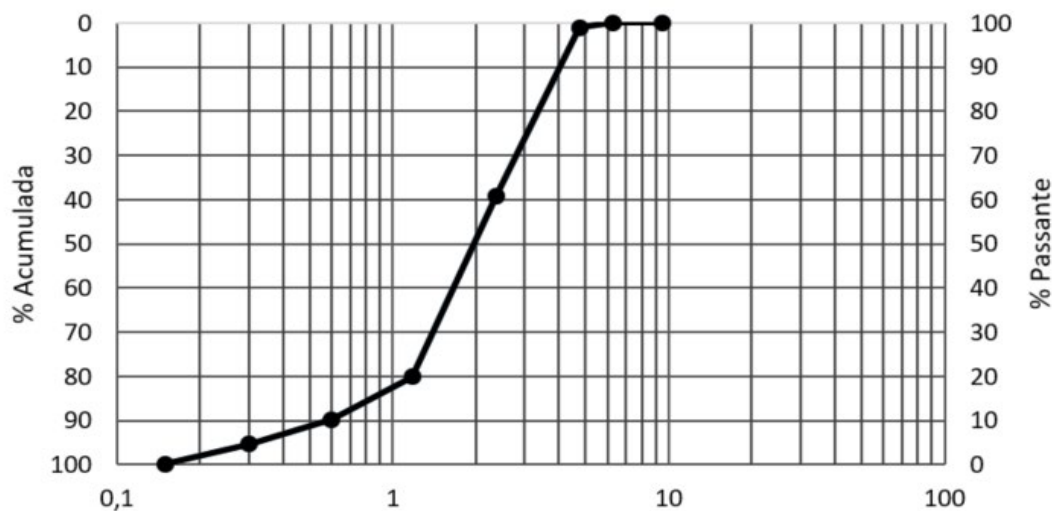
Foi realizado um beneficiamento do resíduo de PET através de ativação mecânica por meio da trituração no moinho de facas, com peneira de abertura de 2 mm, reduzindo as dimensões granulométricas das partículas, o que permite uma elevação da superfície específica do material, resultando em aumento de área disponível para contato e reatividade das partículas, segundo Morales (1999). As amostras brutas de ambos materiais foram reduzidas e homogeneizadas pelo procedimento de quarteamento normatizado pela NBR NM 27 (ABNT, 2000). Realizou-se a caracterização dos resíduos de PET e PRFV a partir da determinação da composição granulométrica dos materiais, conforme a NBR NM 248 (ABNT, 2003). As peneiras usadas foram da série normal mais o fundo, dispostos em agitador mecânico, cuidou-se para que o somatório de todas as massas não diferisse mais de 0,3% da massa inicial.

Após a determinação das granulometrias, comparou-se os valores obtidos com o agregado miúdo normalmente utilizado, a areia fina, estudando a viabilidade de substituição destas pelo resíduo beneficiado. A comparação foi feita com a granulometria da areia fina usada por Bastos (2002).

3. Resultados e discussão

Através da determinação da composição granulométrica do resíduo de PET, pôde-se gerar a curva granulométrica, apresentada na Figura 1.

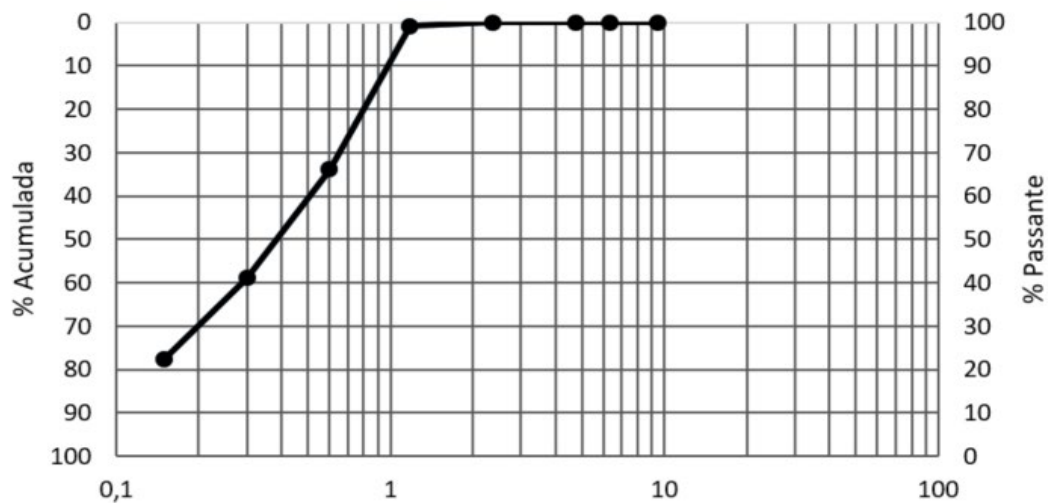
Figura 1: Curva granulométrica do resíduo moído de PET.



Fonte: Adaptado de Levandoski et al, 2019.

Determinando a composição granulométrica do resíduo de PRFV, gerou-se a curva granulométrica, apresentada na Figura 2.

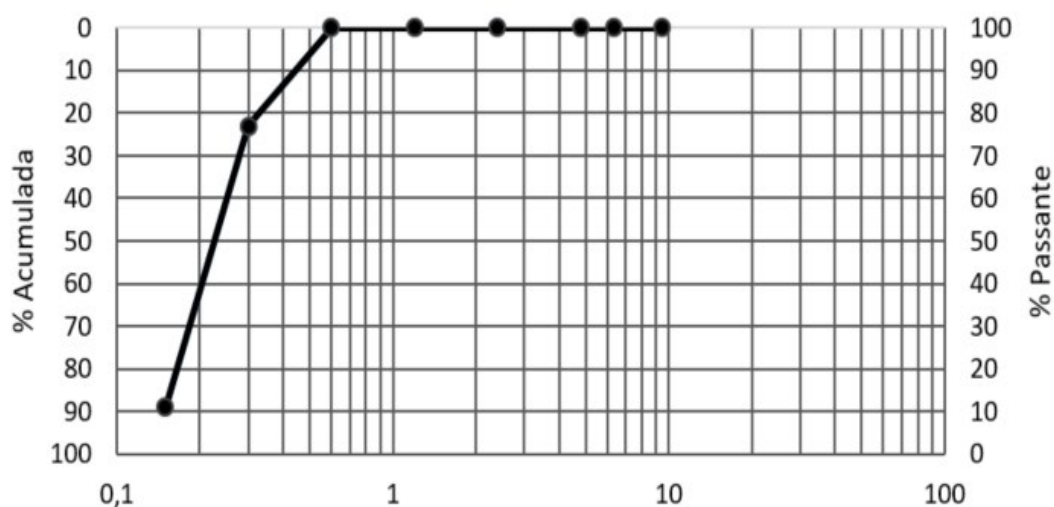
Figura 2: Curva granulométrica do resíduo beneficiado de PRFV.



Fonte: Autores, 2019.

Para comparação, fez-se a curva granulométrica da areia fina, conforme Bastos (2002), a qual está apresentada na Figura 3.

Figura 3: Curva granulométrica da areia fina.



Fonte: Bastos, 2002.

Analisou-se também as porcentagens retidas do resíduo de PET, que se apresenta na Tabela 1.

Tabela 1: Porcentagem retida em cada abertura de malha de cada um dos três materiais avaliados.

Abertura das malhas	% retida de PET	% retida de PRFV	% retida de Areia Fina
0,15	5,99	18,97	89
0,3	10,35	25,49	23
0,6	43,71	33,47	0
1,18	30,13	0,84	0
2,36	0,79	0	0
4,75	0,11	0	0
6,3	0	0	0
9,5	0	0	0

Fonte: Autores, 2019.

Observando a Tabela 1, pode-se observar que as maiores porcentagens retidas do PET tem diâmetro de 0,6mm, 1,18mm e 0,3mm, respectivamente. As maiores porcentagens retidas do PRFV foram de diâmetro de 0,6mm, 0,3mm e 0,15mm, respectivamente. A areia fina, como segue um padrão normativo, possui as maiores quantidades retidas nos diâmetros de 0,15mm e 0,3mm, respectivamente.

Tanto o resíduo beneficiado do PET quanto o do PRFV possuem diferenças quando comparado ao da areia fina. O PRFV, no entanto, possui a maior parte da sua granulometria menor ou igual 0,3mm, bastante próximo da curva granulométrica da areia fina. O resíduo do PET possui a maior parte da granulometria menor ou igual 0,6mm, um pouco maior que a granulometria da areia fina.

Analisando o diâmetro da peneira pelo qual passam 50% das partículas (D50), obteve-se para o PET, D50=2,00, para o PRFV, D50=0,40 e para areia fina, D50=0,22. Esses valores indicam que a curva granulométrica do PRFV se aproxima mais da curva granulométrica da areia fina.

Observando características similares, é importante obter novos estudos para avaliar suas viabilidades na substituição da areia fina pelos resíduos de PET e PRFV. Essas análises granulométricas não foram, até então, apresentadas em artigos, os quais apenas fazem o uso desse resíduo, substituindo a areia em pequenas porcentagens para diferentes fins.

Considerando a caracterização granulométrica realizada, na literatura percebe-se a potencial utilização do resíduo de PET beneficiado em reforço de solo (GOMES, 2018; ROCHA; NOVO, 2015) e o resíduo de PRFV beneficiado como agregado miúdo em concreto (CORINALDESI, 2012), por exemplo.

4. Conclusão

Apesar de não haver total semelhança, os resíduos apresentam potencial, podendo ser um substituto da areia fina em pequenas frações na mistura. Espera-se que com a valoração do resíduo de PET e da PRFV, evite-se sua disposição em aterros convencionais. Através dessa utilização será possível uma redução nos custos da disposição final que as empresas possuem com esse resíduo, tornando válida a pesquisa, vista a quantidade de resíduos produzidos anualmente.

Para tanto, são necessários estudos com a real utilização do PET e PRFV beneficiado, substituindo a areia fina, para então comprovar ser uma boa estratégia de valoração e reciclagem dos resíduos.

5. Referências

ABIPET – **Associação Brasileira da Indústria do PET**. Perfil 2016. <www.abipet.com.br>. Acesso em: julho de 2019.

ABIPLAST. Perfil 2017. In: 2017, **Anais...**: ABIPLAST, 2017. Disponível em: <<http://file.abiplast.org.br/file/download/2018/Perfil-2017.pdf>>. Acesso em: julho de 2019.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira NM 248. **Agregados - Determinação da composição granulométrica**, 2003.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, Norma Brasileira NM 27. **Agregados - Redução da amostra de campo para ensaios de laboratório**, 2000.

ARAO, M. **Avaliação do Comportamento Mecânico de Misturas Asfálticas com a Inserção de Polietileno Tereftalato (PET) Triturado**. 2016. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, [s. l.], 2016.

BASTOS, S. R. B. **Uso da areia artificial basáltica em substituição parcial à areia fina para a produção de concretos convencionais**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC, 2002.

CHOI, Y. W. et al. Effects of waste PET bottles aggregate on the properties of concrete. **Cement and Concrete Research**, [s. l.], v. 35, n. 4, p. 776–781, 2005.

CICLOSOFT. Radiografando a Coleta Seletiva. In: 2018, **Anais...** CEMPRE, 2018.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO - **Agenda 21**. Rio de Janeiro, 1992.

CORINALDESI, V. Influence of Lightweight Aggregates and GRP By-Product Powders on the Properties of Self-Compacting Concretes. **Advanced Materials Research**, [s. l.], v. 548, n. June, p. 215-220, 2012.

GOMES, N. C. **Comportamento hidromecânico de solos reforçados com fibras PET para aplicação em barreiras de contenção de resíduos**. 2018. Universidade Federal do Rio de Janeiro, [s. l.], 2018.

MORALES, G. **Aproveitamento do lodo de esgoto sanitário como matéria prima para a produção de pozolana**. Semina: Ci. Exatas/Tecnol. Londrina, v. 18/20, n. 4, p. 39-45, dez. 1997/1999.

ROCHA, L. V.; NOVO, B. F. **Aplicabilidade de Novos Materiais Geotécnicos Visando o Reforço de Solos “Estudo experimental de solo argiloso reforçado com pó de PET”**. Rio de Janeiro. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 2015.

WAIT, C. F. **The Reuse and Recycling of Glass Fibre Waste**. 2010. University of Brimingham, [s. l.], 2010. Disponível em: <http://etheses.bham.ac.uk/1342/1/Wait11MRes_A1b.pdf>. Acesso em: abril de 2019.

ZATTERA, A. J., CARVALHO, G. DE A., FREIRE, E. **Reuso de Resíduos de Laminados de Fibra de Vidro na Construção Civil**. Seminário Nacional sobre Reuso/Reciclagem de Resíduos Sólidos Industriais. Universidade de Caxias do Sul, [s. l.], n. 1, 2000.

LEVANDOSKI, W. M. K. et al. **Avaliação da permeabilidade de misturas de latossolo aluminoférrico com resíduos de politereftalato de etileno (PET)**. X SEMINÁRIO DE ENGENHARIA GEOTÉCNICA DO RIO GRANDE DO SUL GEORS 2019. Santa Maria, 2019.

ENGENHARIA AMBIENTAL E QUÍMICA: UM ESTUDO SOBRE A COMPOSIÇÃO E DESCARTE DE PILHAS E BATERIAS

Fernanda Cristina Stumm¹, Willian Matias Pazdiora², Mariana Boneberger Behm³

^{1,2} Acadêmicos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) Campus Cerro Largo/RS, Av. Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pedro, Cerro Largo/RS, 97900-000, fernandastumm11@outlook.com

² Profa. Dra. Mariana Boneberger Behm, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) Campus Cerro Largo/RS, Av. Jacob Reinaldo Haupenthal, 1580, Bairro São Pedro, Cerro Largo/RS, 97900-000.

1. Introdução

O presente resumo contempla um projeto envolvendo resíduos sólidos eletrônicos (RSE), mais especificamente, pilhas e baterias, desenvolvido em uma universidade pública do interior do RS. Trata-se de um trabalho coletivo desenvolvido por uma professora licenciada em química e dois alunos do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, cujo foco de pesquisa está inserido no estudo das questões ambientais, os aspectos químicos, a legislação, além dos impactos, composição e conscientização do uso de pilhas e baterias.

Nos últimos tempos, a sociedade tem poluído a natureza pelo consumo exagerado de produtos industrializados e tóxicos que, ao serem descartados, acumulam-se no ambiente, causando danos ao planeta e à própria existência humana, com isso o foco do projeto contempla a temática química e meio ambiente com atenção para o uso e descarte de pilhas e baterias.

No contexto de competitividade global uma das grandes preocupações é a crescente geração de resíduos sólidos, principalmente os urbanos (RSU), sendo importante pensar em soluções para o controle da produção do lixo tecnológico (no sentido de minimizar ao máximo os problemas da degradação dos recursos naturais e ecossistemas. Esses resíduos sólidos devem ter uma destinação final sustentável e ambientalmente adequado, pois sua geração, descarte e disposição inadequados, causam inúmeros impactos ambientais, sociais, econômicos e de saúde pública (GONÇALVES et al., 2010).

No Brasil, as pilhas e baterias esgotadas são descartadas no lixo, junto com os resíduos sólidos comuns, devido à falta de conhecimentos destes materiais, sua composição e os riscos que eles representam, ou ainda por não terem um local adequado para seu descarte. São constituídas de metais pesados como mercúrio, chumbo, cádmio, níquel, entre outros, sendo extremamente tóxicos e perigosos à saúde quando transmitidos ao solo, à água, à atmosfera e aqueles que fazem uso dos mesmos, por não serem descartados de maneira adequada (WOLFF; CONCEIÇÃO, 2001).

Além disso, estes metais são bioacumulativos e quando absorvidos pelo ser humano através da cadeia alimentar, depositam-se no tecido ósseo e gorduroso, podendo provocar doenças que variam de lesões cerebrais a disfunções renais e pulmonares (ROA; SILVA; WARIGODA, 2009).

Para minimizar e direcionar esta problemática surgem os Projetos de Leis Ambientais do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que tratam do recolhimento de material eletrônico no Brasil, como a de 30 de junho de 1999, com a Resolução 257. Planejando intensificar ainda mais

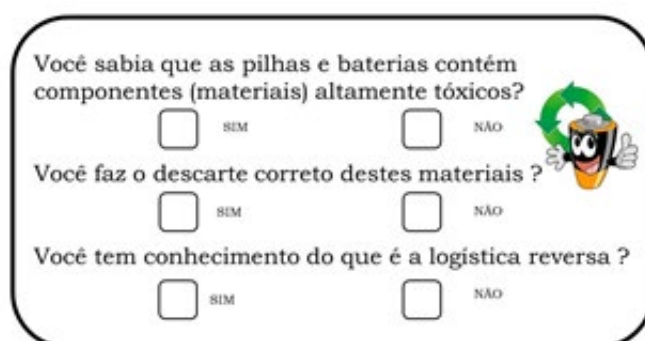
a proteção do meio ambiente, o CONAMA cria uma nova Resolução, a 401, de 04 de novembro 2008, que revoga a Resolução 257, definindo que as pilhas e baterias exauridas, não podem mais ser descartadas no lixo doméstico e sim destinadas de maneira ambientalmente correta (KEMERICH, et al., 2013). E tais legislações precisam ser conhecidas pela população, sendo esta mais uma das justificativas do presente projeto.

A expectativa é que este trabalho possa de alguma maneira contribuir para ampliar o conhecimento, estimulando reflexões mais críticas com um olhar diferenciado para as questões ambientais numa relação da composição química das pilhas e baterias e o meio ambiente.

2. Materiais e métodos

Em uma das ações que o projeto propõem é a conscientização do uso e descarte correto dos resíduos eletrônicos de pilhas e baterias. Com isso, foi realizada em junho deste ano, durante a participação no II ECOciências, um evento que fomenta a sustentabilidade ambiental no município de Cerro Largo/RS por meio de ações de extensão da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), bem como contribui para que práticas ambientais sejam permanentes em nosso município, uma pesquisa de cunho popular.

Esta pesquisa feita através do preenchimento de um questionário simples, onde constavam três perguntas, conforme mostra a figura 1.



Você sabia que as pilhas e baterias contém componentes (materiais) altamente tóxicos?

SIM NÃO

Você faz o descarte correto destes materiais ?

SIM NÃO

Você tem conhecimento do que é a logística reversa ?

SIM NÃO

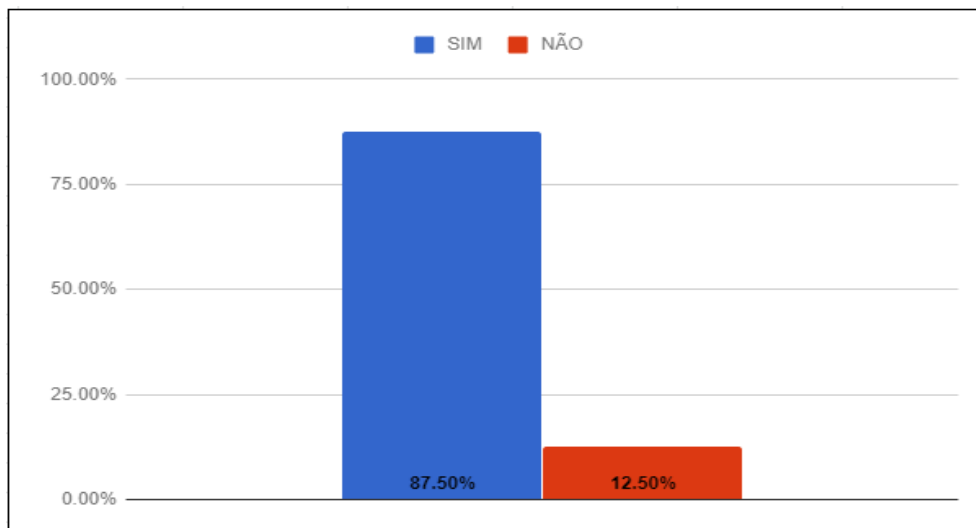
Um ícone de uma pilha sorridente com um símbolo de reciclagem verde ao lado está presente no formulário.

Figura 1: Modelo questionário

3. Resultados e discussão

A análise dos dados do preenchimento do questionário, apontou que grande parte da população não tem conhecimento sobre o descarte adequado de materiais que possuem em sua composição metais pesados, como pilhas e baterias, conforme evidencia o gráfico 1 abaixo.

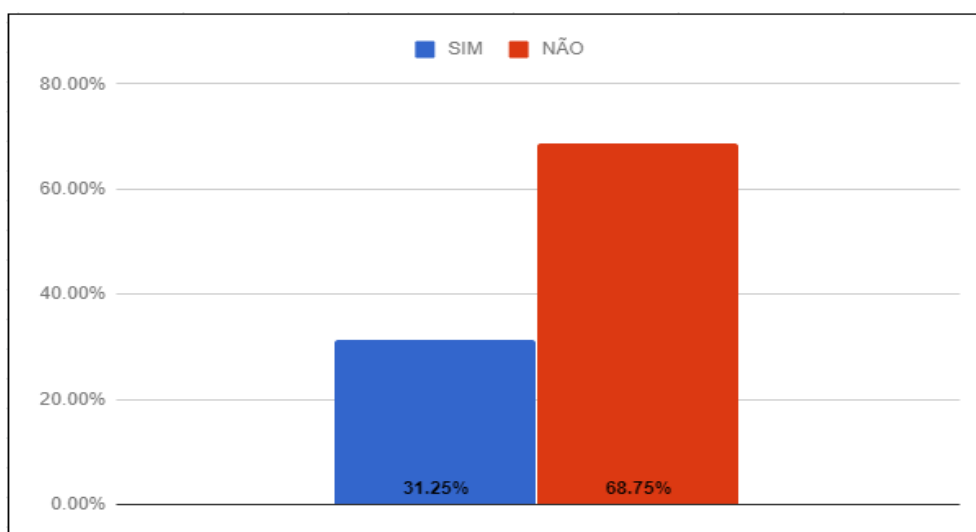
Gráfico 1. Percentual de conhecimento popular sobre a existência de metais pesados em pilhas e baterias de acordo com o levantamento de dados realizado durante o II ECOciência.



Os resultados apontam que a população tem conhecimento que algumas pilhas e baterias tem na sua composição metais pesados (Gráfico 1), um resultado similar ao obtido por Zélio em 2010. Segundo o autor em sua pesquisa, foi relatado que muitas pessoas declararam não ter conhecimento sobre a composição e nem dos problemas que a contaminação de metais pesados podem causar à saúde humana.

O gráfico 2 demonstra o quantitativo percentual de pessoas que tem ou não conhecimento sobre o descarte de pilhas e baterias.

Gráfico 2. Percentual de conhecimento popular sobre o descarte de pilhas e baterias de acordo com o levantamento de dados realizado durante o II ECOciência.



Porém quando a questão é o descarte correto destes materiais (Gráfico 2), o resultado é diferente, muitos relatam que além de não realizarem um descarte correto, também não têm conhecimento de como fazê-lo. Resultado que corrobora com os obtidos por Zélio em 2010, onde

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

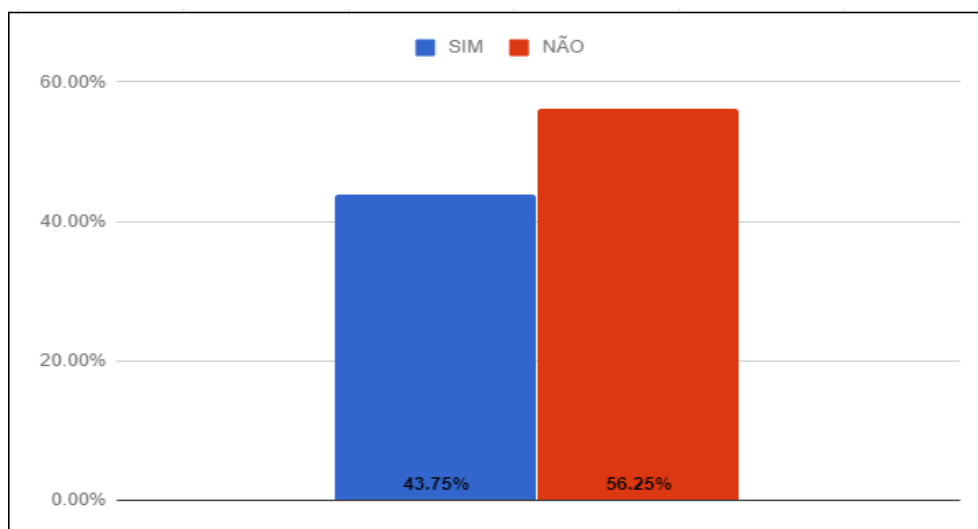
— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

indica que mais de 50% da população raramente descartam pilhas e baterias, e quando o fazem usam o lixo comum. Destacando que existe a falta de conscientização coletiva ambiental, que ignora riscos inerentes as pilhas, descartando por décadas no meio ambiente como lixo qualquer.

Nos dias de hoje, muito tem se falado sobre as questões ambientais, e as principais legislações que atuam no sentido de contribuir para melhorar, conscientizar e atuar de forma a colaborar com o meio ambiente, orientando ações e diminuindo os impactos causados pelo uso incorreto de diferentes materiais. Porém, grande parte da população não tem acesso a essas informações, justificando a necessidade de um trabalho educativo de conscientização ambiental, onde enfatize a composição e os danos causados por materiais tóxicos, presentes nas pilhas e baterias, foco deste trabalho.

Para orientar e adequar sobre assuntos relacionados aos resíduos sólidos no Brasil, surge a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), onde nela consta que a logística reversa tem um papel importante dentro deste contexto. Ela pode ser definida como um 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”. Mas ela ainda não se tornou efetiva, devido a diferentes empecilhos, sejam pela falta de conscientização das pessoas ou pela falta de obrigatoriedade de seu cumprimento. O gráfico 3 mostra que muitas das pessoas consultadas ainda não conhecem ou conhecem pouco sobre o tema. Denotando a falta de conscientização e empenho para que a logística reversa seja efetiva como determina PNRS.

Gráfico 3. Percentual de conhecimento popular sobre o logística reversa no que se diz respeito à pilhas e baterias de acordo com o levantamento de dados realizado durante o II ECOciência.



Os resultados obtidos mostram que a maior parte da população não tem conhecimento sobre o que é a logística reversa, que deveria ser conhecida e posta como regra máxima para a destinação adequada de pilhas e baterias por seus responsáveis, como determina o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em sua resolução 401. Esta resolução define que as pilhas e baterias usadas, mesmo não excedendo a quantidade permitida de metais pesados, não devem mais ser descartadas em lixo doméstico e sim serem encaminhadas à destinação ambientalmente adequada (KEMERICH, 2013).

4. Conclusão

Portanto é importante destacar que existe uma falta aguda de informação e conscientização por parte da sociedade no que visa ao descarte de materiais que possuem metais pesados, como pilhas e baterias.

Ações de conscientização como a realizada no evento II ECOCiência são de grande importância para levar ao maior número possível de pessoas conhecimento sobre a composição de pilhas e baterias e seu riscos à saúde humana e de todo o meio ambiente.

5. Referências

Brasil, Lei No 12.305, de 02 de agosto de 2010. **Institui a Política nacional de Resíduos Sólidos;** altera a Lei No 9.605 de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 03 de ago. 2010.

BRUM, Zelio Rumpel. **Educação Ambiental no uso e descarte de pilhas e baterias.** 2010. Monografia (Especialista em Educação Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2010. Disponível em: https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/1220/Brum_Zelio_Rumpel.pdf?sequence=1&isAllowed=y

CONAMA, **Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Resolução Normativa No 257 de 30 de Junho, 1999. Resolução Normativa No 263 de Novembro, 1999. Resolução Normativa No 401 de 04 de Novembro, 2008.

GONÇALVES, M. S.; KUMMER, L.; SEJAS, M. I., RAUEN, T. G.; BRAVO, C. E. C. Gerenciamento de resíduos sólidos na Universidade Tecnológica Federal do Paraná Campus Francisco Beltrão. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 15, março 2010.

KEMERICH, P. D. da C.; et. al. **Impactos ambientais decorrentes da disposição inadequada de lixo eletrônico no solo.** Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal, v. 10, n. 2, p. 208-219, 2013.

ROA, K. R. V.; SILVA, G.; NEVES, L. B. U.; WARIGODA, M. S. **Pilhas e baterias: usos e descartes x impactos ambientais**, caderno do professor, GEPEC-USP, 2009.

WOLFF, E.; CONCEIÇÃO, S. V. **Resíduos sólidos: a reciclagem de pilhas e baterias no Brasil.** In: Associação Brasileira de Engenharia de Produção (ABEPRO), 2001, Rio de Janeiro. Anais do Encontro Nacional de Engenharia de Produção. Rio de Janeiro: 2001. Disponível em: <www.abepro.org.br/biblioteca/ENEGEP2001_TR104_0146.pdf>

VERMICOMPOSTAGEM COMO FILTRO PARA TRATAMENTO DE BIOFERTILIZANTE OBTIDO DA BIODIGESTÃO DE DEJETOS DA BOVINOCULTURA

Eunice Helena Ellwanger¹, Marcelo Luis Kronbauer²

¹ Bacharel em Engenharia Ambiental. Departamento de Engenharia e Ciências Agrárias. Universidade de Santa Cruz do Sul. Avenida Independência, 2293. Bairro Universitário, 96815-900, Santa Cruz do Sul. E-mail: eellwanger@mx2.unisc.br

² Docente na Universidade de Santa Cruz do Sul

1. Introdução

As transformações tecnológicas e produtivas e a introdução da modernização nos sistemas agrícolas resultaram em impactos consideráveis no meio ambiente. Um dos mais graves problemas ambientais relacionados com a agricultura moderna origina-se na geração da grande quantidade de dejetos e a dificuldade de manejo dos mesmos.

Uma das técnicas utilizadas para o tratamento dos dejetos é o processo de digestão anaeróbia em biodigestores, que resulta no biofertilizante através do processo de transformação da matéria orgânica.

O biofertilizante conforme diversos autores citam, destacam-se Sganzerla (1983) apud Gaspar (2003) e Ubalua (2007) apud Daniel (2015), apresenta elevada capacidade de fertilização, e ao ser lançado no solo proporciona aumento na quantidade de microrganismos e melhora as propriedades físicas do mesmo. Contudo, essa aplicação em elevadas quantidades e por períodos contínuos pode levar a saturação do solo e a lixiviação dos nutrientes para corpos hídricos e o lençol freático.

A partir dessa questão, o presente trabalho visa analisar a aplicação de um sistema de filtração obtido através da vermicompostagem para estabilização do biofertilizante, de modo a se obter um composto que possa ser lançado no solo em forma de adubo sólido, e um efluente tratado com condições de ser diretamente disposto em corpo receptor.

2. Materiais e métodos

O presente trabalho foi executado em uma propriedade rural do município de Candelária – RS, visando trabalhar em escala piloto, com o tratamento da fração líquida oriunda de um sistema de biodigestão concebido igualmente em uma escala piloto.

A partir da geração do biofertilizante no protótipo de biodigestor, o líquido era encaminhado para o vermifiltro. Este foi construído com base na literatura e dimensões utilizadas no trabalho de Kumar et al. 2014, vermifiltro de 0,05 m² de área (20 x 25 x 30 cm). O sistema contou com um reservatório de formato retangular, dividido em duas partes iguais, construído com as dimensões de 0,6 m de comprimento, 0,6 m de largura e 0,3 m de altura, tendo cada vermifiltro uma área de 0,054 m².

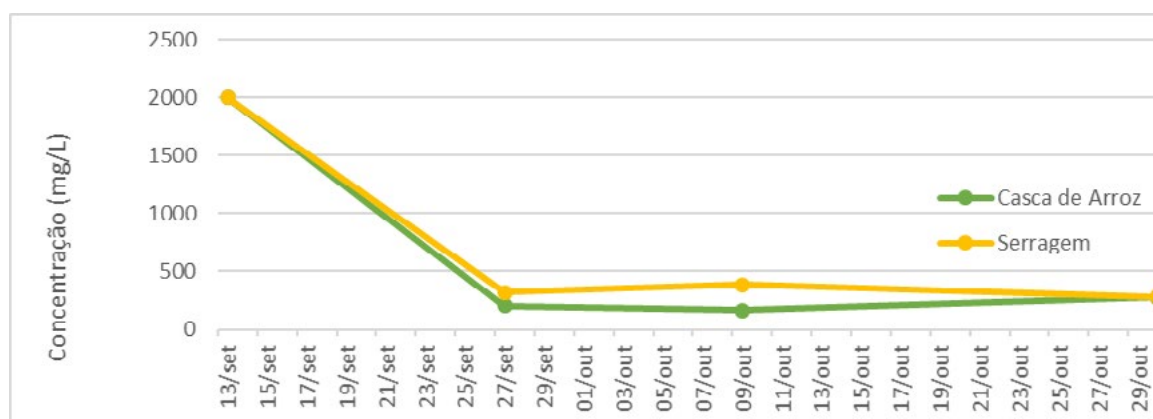
Os vermifiltros foram preenchidos com uma camada inferior de 0,10 metros de espessura de brita média nº 1, sob esta colocado uma camada de tela sombrite e dispostos os materiais filtrantes, 10 cm de camada de casca de arroz e serragem. O biofertilizante foi aplicado com uma taxa de 0,5 litros/dia/m², e sob o meio filtrante colocadas as minhocas da espécie *Eisenia foetida*.

Para avaliação do sistema foi realizado a quantificação dos parâmetros presente no efluente coletado no tanque de fermentação – biodigestor e o efluente tratado após passar pelo sistema de vermicompostagem. Estas coletas foram realizadas nos meses de setembro e novembro, com o tempo de operação de 38,52,64 e 86 dias, sendo analisados os parâmetros de Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal e Demanda Biológica de Oxigênio – DBO.

3. Resultados e discussão

Para o parâmetro de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) foram obtidos os resultados da concentração nas amostras de efluente bruto e efluente tratado nos vermifiltros, conforme dados sintetizados no Gráfico 1 a seguir.

Gráfico 1 - Relação da concentração de DBO obtida nos vermifiltros de Serragem e Casca de Arroz



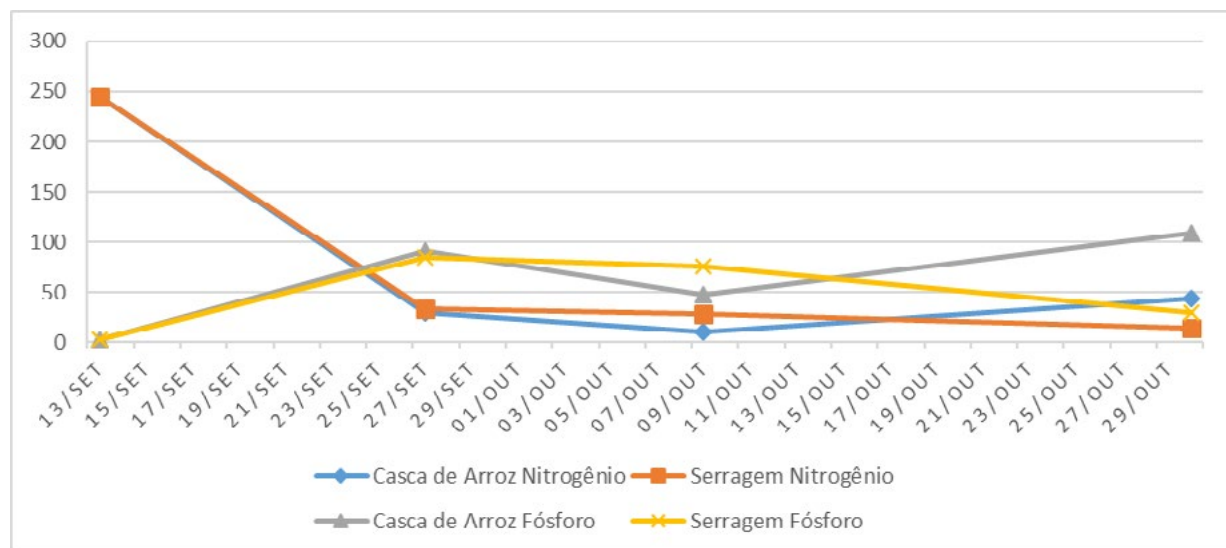
Fonte: Elaborado pela Autora, 2018

Em seu trabalho avaliando os vermifiltros para tratamento de efluente sanitário, Madrid (2016) alcançou uma eficiência na redução da DBO em torno de 61% quando relacionado com os valores obtidos do efluente bruto, obtendo-se um valor médio de 240 ± 140 mg.L⁻¹.

Observa-se no presente estudo, no vermifiltro com serragem houve uma redução de 86% na concentração de DBO do efluente bruto para o efluente final e, no vermifiltro com casca de arroz houve uma redução de 86,37% na concentração de DBO da amostra bruta em relação ao efluente final. Contudo, observa-se que houve um aumento na concentração final de DBO no vermifiltro de casca de arroz, passando de 164,4 mg/L para 272,5 mg/L, tal fato pode ser justificado pela saturação do sistema.

Para o parâmetro de Nitrogênio e Fósforo foram obtidos os resultados da concentração nas amostras de efluente bruto e efluente tratado nos vermifiltros, conforme dados sintetizados no Gráfico 2 a seguir.

Gráfico 2 - Relação da concentração de Nitrogênio e Fósforo obtido nos vermifiltros de Serragem e Casca de Arroz



Fonte: Elaborado pela Autora, 2018

Sartori (2010) observou em seu trabalho com aplicação da vermifiltração em efluente doméstico que a remoção de nitrogênio total dos efluentes proveniente dos vermifiltros com meios filtrantes de lixo orgânico, bagaço de cana-de-açúcar e serragem de madeira foi de 55, 71 e 74%, respectivamente, variando a concentração durante o tratamento entre 21,42 a 478,5 mg/L. E no caso do parâmetro de Fósforo, foi observado no protótipo com meio filtrante de serragem de madeira uma redução média da concentração de 68,71% quando comparado com o valor do seu afluente.

Observando-se o presente estudo, no vermifiltro com serragem houve uma redução de 94,1% na concentração de Nitrogênio do efluente bruto para o efluente final. Já no vermifiltro de casca de arroz observa-se que houve uma redução na concentração de 82,2% de Nitrogênio no efluente bruto para o efluente final.

Porém, observa-se que na última análise realizada houve um aumento na concentração de Nitrogênio, tal fato pode estar relacionado com a saturação do sistema, o que indica a diminuição do Tempo de Detenção Hidráulico (TDH), que conforme Sartori (2010) está relacionado com a incompleta oxidação da amônia em nitrito e deste em nitrato.

Para o parâmetro de fósforo, observa-se no presente estudo que no vermifiltro com serragem houve uma redução de 64,3% na concentração de Fósforo Total do efluente na análise inicial para o efluente final e, no caso do vermifiltro com casca de arroz houve uma redução de 47,25% na concentração de Fósforo Total na fase inicial. Porém identifica-se que houve um aumento na concentração de Fósforo no efluente final.

Brandão (2000) ao aplicar o tratamento com filtros orgânicos para a água residuária proveniente da suinocultura observou que em relação a concentração de fósforo total que os valores no efluente estavam acima dos valores encontrados no afluente, principalmente pelo fato do uso da casca de arroz como material filtrante devido ao aumento do volume de poros e lixiviação desse nutriente.

4. Conclusão

Através da realização do presente trabalho houve a possibilidade de se avaliar um sistema de vermifiltros para o tratamento de dejetos oriundos da bovinocultura, observando-se a remoção de parâmetros físico-químicos e biológico através da utilização de serragem e casca de arroz como materiais filtrantes e a ação de degradação conjunta das minhocas.

Observa-se que o vermifiltro com o material filtrante a base de serragem houve uma redução 86% na concentração de DBO, 94,1% na concentração de Nitrogênio Amoniacal do efluente bruto para o efluente final, e uma redução de 64,3% na concentração de Fósforo Total do efluente na análise inicial do vermifiltro para o efluente final.

No caso do vermifiltro com o material filtrante a base de casca de arroz é possível identificar que houve uma redução do efluente bruto para o efluente final de 86,37% de DBO, e da primeira para a segunda amostragem realizada nos vermifiltros houve a remoção de 47,25% de Fósforo Total. Porém quando se compara os resultados em relação à última análise realizada, observa-se que houve um aumento nas concentrações dos parâmetros de DQO, DBO, Nitrogênio Amoniacal e Fósforo Total.

Tal aumento nesses parâmetros refere-se a adição de uma camada superior de casca de arroz, pois no vermifiltro houve a compactação da camada devido à elevada quantidade de matéria orgânica sólida, sendo necessária a sua remoção e adição de uma nova camada filtrante.

Observa-se que em relação ao tipo de material filtrante utilizado no sistema, os vermifiltros obtiveram resultados semelhantes. Contudo destaca-se que o vermifiltro de serragem se mostrou mais eficiente pois obteve-se uma maior taxa de redução dos parâmetros de Nitrogênio Amoniacal e Fósforo Total.

5. Referências

BRANDÃO, Viviane dos Santos; MATOS, Antônio Teixeira de; MARTINEZ, Mauro Aparecido e FONTES, Maurício Paulo Pereira. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. 2000. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. Campina Grande, v.4, n.3, p.327-333, 2000

DANIEL, Thamiris da Rocha. *Avaliação dos afluentes e efluentes em sistemas de biodigestores em escala real para a produção de biogás e biofertilizante a partir de dejetos da pecuária leiteira*. 2015. 63 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Ciência e Tecnologia do Leite e Derivados) – Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2015.

GASPAR, Rita Maria Bedran Leme. *Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo – PR*. 2003. 119 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

SARTORI, Márcia Aparecida. *Desempenho de vermifiltros no tratamento de esgoto doméstico em pequenas comunidades*. 2010. 95 f. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, Minas Gerais, 2010.

ANÁLISE DO TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PELA COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM

**Caroline Lírio Padilha¹, Julia Santos Chaves², Gilcinieri Ribeiro Marques³,
Mateus Guimarães da Silva⁴**

^{1,2,3} Graduanda em Engenharia Ambiental e Sanitária

E-mail: carolineliriopadilha@gmail.com

⁴ Doutor em Engenharia Química. Universidade Federal do Pampa

1. Introdução

A produção de alimentos vem aumentando nas últimas décadas para atender o crescimento populacional mundial e, com isso, ocorreu um aumento proporcional da geração de resíduos orgânicos que na maioria das vezes são destinados de maneira incorreta, podendo provocar impactos negativos ao meio ambiente. Uma alternativa para mitigar esses impactos e, ainda, transformar os resíduos em compostos estáveis e biofertilizantes é por meio da compostagem e vermicompostagem. Neste trabalho foi estudado o processo de compostagem e vermicompostagem doméstica para o tratamento dos resíduos sólidos orgânicos gerados no restaurante universitário da Unipampa campus Caçapava do Sul, cujo principal objetivo é avaliar a eficiência dos sistemas alimentados com diferentes composições de substrato: 100% de alimentos crus e outro com 70% de alimentos crus e 30% cozidos.

2. Materiais e métodos

2.1 Aparato experimental

As vermicomposteiras e composteiras foram instaladas na área experimental externa da Universidade Federal do Pampa (atitude 30°30'44"S, longitude 53°29'29"O e altitude de 444,000 m.), sendo cercada para impedir a aproximação de animais e, expostas às intempéries climáticas como radiação solar, umidade, vento e temperatura. O sistema foi composto por dois recipientes (19 × 26 × 32 cm) conectados um acima do outro (Figura 1): um reator bioquímico que realizava a decomposição da matéria orgânica, localizado na parte superior, e um reservatório para armazenar o lixiviado que pudesse ser gerado no reator bioquímico. O recipiente do reator bioquímico foi perfurado nas laterais para permitir a circulação de ar e na base para ocorrer drenagem, destes foram construídos 8 sistemas, sendo quatro de cada.

2.2 Coleta e caracterização gravimétrica dos resíduos

Os resíduos orgânicos utilizados nos experimentos foram recolhidos do restaurante universitário, onde através de uma solicitação, os funcionários do estabelecimento armazenaram a parcela que continha os resíduos orgânicos em um recipiente. A coleta desses resíduos para realização dos experimentos foi realizada no mesmo dia que eram gerados, a fim de evitar sua decomposição. Posteriormente, esses resíduos foram dispostos sobre uma lona, separados manualmente, pesados

e, determinadas suas porcentagens mássicas, de acordo com as seguintes categorias: resíduos crus, resíduos cozidos e rejeitos (alimentos cítricos e carnes).

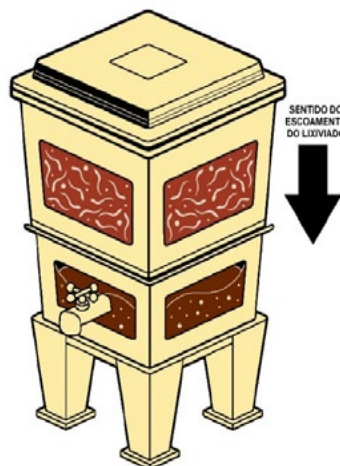


Figura 1 – Esquema representativo do sistema experimental com composteiras e vermicomposteiras domésticas.

2.3 Substrato

Os experimentos foram alimentados com dois tipos de substratos: 100% de alimentos crus e outro com 70% crus e 30% cozidos. Os resíduos foram triturados até alcançar a granulometria na faixa de 3 a 5 mm, antes de irem para as composteiras.

2.4 Minhocas

As minhocas utilizadas pertencem a espécie *Eisenia foetida*, conhecida como Vermelha da Califórnia. Escolhida devido a elevada taxa de reprodução, alta produção de vermicomposto e pela capacidade de se adaptar a diversos ambientes (SCHIEDECK et al; 2006). A densidade utilizada foi de 1000 minhocas por m³ de resíduo, sendo que cada vermicomposteira possui capacidade para 0,036 m³. Para avaliar a taxa de reprodução das minhocas elas foram contabilizadas no início e final do experimento.

2.5 Experimentos de compostagem e vermicompostagem

Na Tabela 1 é apresentado o planejamento dos experimentos, os quais foram executados em duplicata.

Tabela 1 – Planejamento de experimentos

Experimento	Processo	Substrato	Período
1	vermicompostagem	70% crus e 30% cozidos	70 dias
2	vermicompostagem	100% alimentos crus	
3	compostagem	70% crus e 30% cozidos	
4	compostagem	100% alimentos crus	

Cada sistema foi alimentado com três diferentes camadas de substratos: inicialmente, com uma camada (5 cm) de composto orgânico maturado (estabilizado), procedimento importante para aumentar a quantidade de microrganismos e acelerar o processo de decomposição, além de facilitar a adaptação das minhocas e, diminuir o risco de fugas. Posteriormente foi adicionado o substrato até completar quase que totalmente a capacidade dos biorreatores, conforme a composição apresentada na Tabela 1. A última camada adicionada foi de folhas secas, para alcançar a relação C/N (carbono-nitrogênio) de 30/1, visto que resíduos alimentares mistos (crus e cozidos) possuem relação 16/1 e as folhas secas de 80/1 (LOURENÇO, 2014). Desta forma, foram adicionadas 2 partes de resíduos alimentares mistos para 1 parte de folhas secas.

2.6 Parâmetros monitorados

Os parâmetros monitorados foram temperatura, umidade, pH, volume do lixiviado, reprodução das minhocas, presença de insetos e odor. A análise de temperatura, odor e presença de insetos foi realizada *in loco*, as demais análises foram realizadas no laboratório de química após a coleta de amostras. A maturação do composto foi analisada conforme o método sugerido por Lourenço (2014): o composto alcança a maturação quando apresentar odor de terra molhada e aspecto granular castanho-escuro, parecido com a borra de café.

3. Resultados e discussão

A quantidade total recolhida do restaurante foi igual a 90 kg, destes aproximadamente 14% são rejeitos (resíduos cítricos e carnes), já a parcela de resíduos compostáveis alcançou a porcentagem de 25% e a parcela restante corresponde aos resíduos compostáveis crus (61%). Ocorrem diferentes variações da massa do substrato entre experimentos com o tempo, o que era esperado em razão da variação da sua composição. A menor taxa de redução de massa foi encontrada para o experimento 1, igual a 47,5% e a maior para o experimento 4, igual a 59,6%. Importante destacar a presença de odores fétidos e insetos (pequenas moscas) nos experimentos 1 e 3, provavelmente devido à presença dos alimentos cozidos.

Nos experimentos alimentados com 100% de resíduos crus (exp. 2 e 4) percebeu-se que o composto apresentou características de maturação em menor período (30 dias) de tratamento do que nos experimentos 1 e 3 (70 dias). Esses resultados indicam que tanto na compostagem quanto na vermicompostagem a degradação do substrato é mais rápida quando a porcentagem de resíduos crus é maior.

Em todos os experimentos, a variação da temperatura foi semelhante e o sistema manteve-se cerca de 2 °C acima da temperatura ambiente, sendo que a mínima encontrada foi igual a 12°C e a máxima igual a 33°C, isso indica que foram alcançadas temperaturas mesófilas (Cooper et al., 2010). Segundo Lourenço (2010), a faixa ideal para o desenvolvimento das minhocas é entre 15 e 24 °C, desta forma, a temperatura não afetou o desenvolvimento delas.

Na Tabela 2 é apresentado a taxa de reprodução de minhocas, no experimento 2 a reprodução foi maior comparada ao experimento 1. Na Figura 2 é possível observar que o tamanho das minhocas do experimento 2 é inferior ao das minhocas do experimento 1, tal fato pode estar associado a degradação do substrato ter ocorrido em menor tempo, como relatado, e/ou também devido a variação da temperatura dos experimentos ter acompanhado a variação da temperatura ambiente,

fato que pode ter sido motivado pelo baixo volume de resíduos (BRITO, 2008). Assim, a quantidade de alimento disponível pode não ter possibilitado o aumento de peso das minhocas.

Tabela 2 – Taxa de reprodução das minhocas

Experimento	Nº de minhocas no início	Nº de minhocas no final	Taxa de Reprodução (%)
1	45	290	577,77
2	45	400	777,77



Figura 2 – Imagem das minhocas produzida nos experimentos de vermicompostagem.
(a) experimento 1 e (b) experimento 2

Os valores médios de umidade encontrados nos experimentos 1, 2, 3 e 4 foram 60,4%, 70,5%, 48% e 52,9 %, todos ficaram dentro do intervalo recomendado para o processo ocorrer adequadamente e produzir regiões anaeróbicas, segundo Fernandes et al. (1999). Os valores de umidade dos experimentos de vermicompostagem estão de acordo com o trabalho desenvolvido por Aquino et al., (2005), os quais sugerem que a umidade deve estar entre 60% e 70% para permitir o desenvolvimento das minhocas.

Na Figura 3 é apresentada a geração de lixiviado em função do tempo nos experimentos. Os dados apresentados na Figura 3 revelam que os experimentos 2 e 4 geraram maiores volumes de lixiviado, provavelmente devido a maior porcentagem (100%) de alimentos crus, visto que o substrato era composto basicamente por casca de legumes e frutas.

Os valores obtidos de pH nos experimentos ficaram na faixa de 7,9 a 8,1; o que indica que o composto foi estabilizado segundo Jiménez e Garcia (1989), visto que o pH é um dos parâmetros que indica o estado de compostagem dos resíduos orgânicos, aumentando gradualmente em função da maturação.

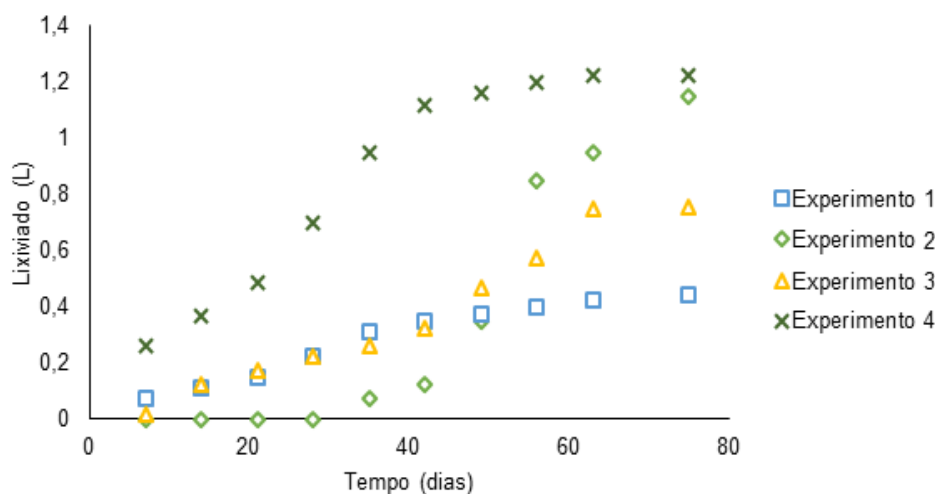


Figura 3 – Monitoramento da geração do lixiviado

4. Conclusão

Analisando os resultados constatou-se que os maiores volumes de lixiviado e reprodução de minhocas foram encontrados nos experimentos cujo substrato foi composto apenas com alimentos crus, isso pode estar associado facilidade de degradação e também a ausência ou baixa concentração de sal e gorduras.

A análise dos dados experimentos indica que a utilização de alimentos cozidos não inviabiliza a compostagem e vermicompostagem, contudo, torna o processo mais complexo, tendo em vista a geração de odor desagradável e presença de pequenas moscas. Já o composto orgânico procedente dos experimentos alimentados com substratos constituídos apenas de alimentos crus (2 e 4) apresentaram características de maturação em menor período.

5. Referências

AQUINO, A. M. et al. **Integrando compostagem e vermicompostagem na reciclagem de resíduos orgânicos domésticos**. Embrapa agrobiologia: Seropédica, 2005.

BRITO, M. J. C. Processo de compostagem de resíduos urbanos em pequena escala e potencial de utilização do composto como substrato. 2008. **Dissertação de Mestrado**. UNIT. Aracaju, 2008.

COOPER, M. et al. **Compostagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos agroindustriais: teórico e prático**. USP/ESALQ: Piracicaba, 2010.

FERNANDES, F. et al. Manual prático para a compostagem de biossólidos. In: **Manual prático para a compostagem de biossólidos**. UEL/PROSAB: Londrina, 1999.

JIMÉNEZ, E.I.; GARCÍA, P. Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biol. Wastes*, 27:115-142, 1989.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

LOURENÇO, Nelson. **Manual de vermicompostagem e vermicultura para a Agricultura Orgânica**. Embrapa: Rondônia, 2014.

SCHIEDECK, G.; MEDEIROS, M. M.; SCHWENGBER, J. E. **Minhocultura e produção de húmus para a agricultura familiar**. Embrapa: Pelotas, 2006.

POTENCIAL DE ADIÇÃO DE ADF EM MISTURA PARA APLICAÇÃO EM BASE DE PAVIMENTOS

**Manuella de Moraes¹, Hevelin Pagliarini², Joice Batista Reis³, William M. Kubiaki Levandoski⁴,
Francisco Dalla Rosa⁵, Eduardo Pavan Korf⁶**

¹ Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim/RS. E-mail: manuellademorais@gmail.com

^{2,3,4} Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim/RS.

^{5,6} Docente da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Campus Erechim/RS.

1. Introdução

Segundo a ABIFA – Associação Brasileira de Fundição, no primeiro quadrimestre de 2018 foram fabricadas mais de 700 mil toneladas de produtos fundidos, volume 6% superior ao mesmo período em 2017 (ABIFA, 2018). Dentre os processos produtivos da indústria de fundição está a moldagem, etapa na qual areia, juntamente com aditivos e aglomerantes, são empregados para a fabricação dos moldes onde os metais fundidos serão vazados para a fabricação da peça de interesse. Essa mistura denominada areia verde, é reintroduzida inúmeras vezes no processo e quando sua reutilização torna-se impossibilitada pelo comprometimento de suas características físico-químicas, a areia é removida do sistema e passa a ser considerada um subproduto industrial, conhecido como areia descartada de fundição (ADF) (ANDRADE, CARNIN E PINTO, 2018).

Devido às características da ADF, classificada segundo a NBR 10004 como um resíduo Classe II-A, ou seja, não inerte, este material deve ser disposto em aterros industriais de descarte (ABNT, 2004). Entretanto, tal opção tem se tornado inviável em decorrência dos custos elevados ao empreendedor (envolvendo transporte e disposição), da rápida redução da vida útil dos aterros e dos passivos ambientais gerados em face ao expressivo montante de resíduo produzido (FERREIRA et al., 2014).

A partir desse cenário, é de grande interesse à indústria de fundição a viabilização de alternativas contrárias à disposição final da ADF, considerando aspectos econômicos, técnicos e ambientais. Inúmeros estudos vem sendo realizados no Brasil e no exterior buscando possíveis estratégias de reaproveitamento da ADF. Dentre as alternativas Guney, Aydilek e Demirkan (2006) destacam seu emprego como substituto parcial ou integral de materiais tradicionalmente usados em obras da construção civil, sobretudo em pavimentos.

Apesar de muitos estudos apontarem a viabilidade ambiental, técnica e econômica do uso da ADF como matéria-prima para a construção de bases e sub-bases de pavimentos, faz-se necessário entender sua aptidão para integrar misturas com materiais disponíveis na região da obra. Além disso, é imprescindível verificar o potencial de alocação do resíduo, visando uma alternativa que admita todo, ou boa parte do montante produzido. Por este motivo, este trabalho visa caracterizar preliminarmente um material britado utilizado para pavimentação no município de Erechim-RS, bem como, uma ADF, visando verificar sua aptidão para compor misturas a serem aplicadas em bases de pavimentos urbanos.

2. Materiais e métodos

2.1. Coleta, preparação e caracterização da ADF e do pó de pedra

A ADF foi fornecida pela CERCENA S.A. Indústria Metalúrgica, localizada no município de Erechim/RS. O pó de pedra, foi coletado no britador da Prefeitura Municipal de Erechim-RS, o qual faz uso deste para a construção de pavimentos urbanos. Os procedimentos de coleta e redução das amostras para realização dos ensaios foram realizados segundo as metodologias descritas nas normas NBR NM 26 e NBR NM 27 para ambos materiais (ABNT, 2001a; ABNT, 2001b).

Com a finalidade de determinar a distribuição granulométrica dos materiais foram utilizadas as normas NBR NM 248 e NBR NM 46, adaptadas conforme descrito a seguir (ABNT, 2003a; ABNT, 2003b). Devido à presença significativa de material pulverulento, as amostras foram ensaiadas conforme a norma NBR NM 46 para a determinação do material fino que passa através da peneira 75 μm (ABNT, 2003b). Posteriormente a amostra proveniente deste ensaio foi submetida aos ensaios de granulometria por peneiramento, com auxílio de um agitador mecânico e utilizando uma série de peneiras consecutivas de abertura de malhas estabelecidas pela NBR NM 248 (ABNT, 2003a). Ambos ensaios foram realizados em triplicata e com seus resultados obtidos pela média aritmética de suas determinações.

2.2. Projetos de misturas para compor base de pavimentos rodoviários

Segundo o DNIT (2010), para a utilização de solos, misturas de solos ou mistura de solos e materiais britados na confecção de bases rodoviárias por meio de procedimentos de estabilização granulométrica, estes devem possuir composição granulométrica de modo a atender uma das seis faixas de distribuição granulométricas presentes na norma.

Para a realização do projeto de misturas empregou-se a metodologia de tentativas, utilizando o Software Excel ®. No método das tentativas, os teores de cada material são variados, buscando por meio de tentativas sucessivas determinar o percentual de cada componente que pode ser adicionado na mistura, de modo que esta atenda a especificação da faixa selecionada. Foram então analisados os limites de adição do material tradicional, passíveis de restringir a adição da ADF em decorrência da adequação às faixas granulométricas especificadas pelo órgão fiscalizador.

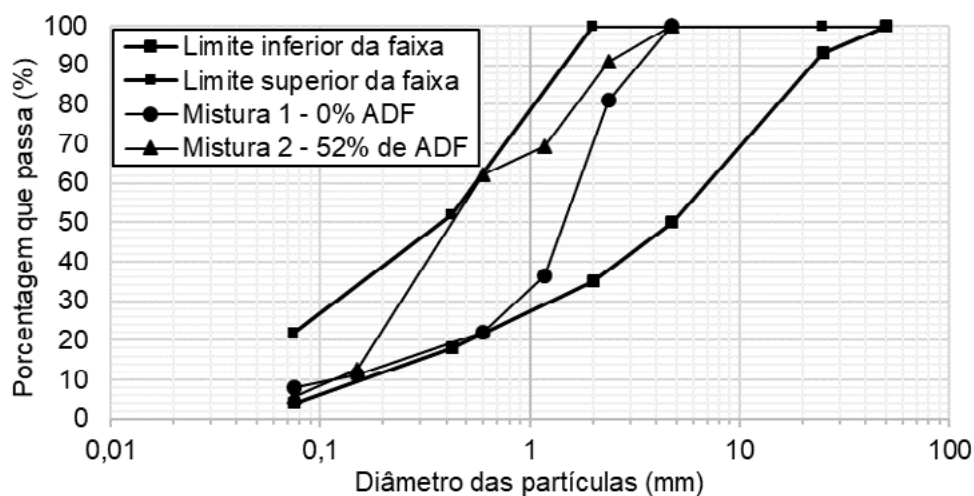
3. Resultados e discussão

Por meio do ensaio de caracterização granulométrica, realizado para a ADF e para o pó de pedra, verificou-se que os materiais possuem o predomínio de diferentes diâmetros de partículas, condição importante para o método de estabilização que se deseja aplicar para a construção da estrutura de base de pavimentos. O pó de pedra e a ADF, são classificados como agregados miúdos (DNER, 1997b). Cerca de 48,2% do material presente no pó de pedra corresponde à fração de areia grossa (partículas de diâmetro 0,60 a 2,0 mm) e a ADF, possui em sua composição, aproximadamente 53,9% de sua fração correspondente à areia média (partículas de diâmetro de 0,2 a 0,6 mm) (ABNT, 1995). As especificações tradicionais para a estabilização granulométrica de bases de pavimentos recomendam que os materiais de granulometria mais fina preencham os vazios daqueles de granulometria grossa, garantindo alta densidade, baixa permeabilidade e deformabilidade e resistência (BERNUCCI et al., 2008)

A partir das curvas de distribuição granulométrica dos dois materiais, deu-se início a determinação dos possíveis teores de ADF a serem adicionados na mistura, levando em conta a especificação normativa dos materiais, apresentada pela norma DNIT-ES 141/10 (DNIT, 2010). As faixas presentes na norma diferem-se pelo número “N”, definido pelo número de repetições de um eixo-padrão de 8,2 t durante o período de vida útil do projeto, que teria o mesmo efeito que o tráfego previsto sobre a estrutura do pavimento (DNIT, 2006b). Sendo assim, bases confeccionadas empregando as faixas “A”, “B”, “C” e “D” destinam-se a pavimentos de alto volume de tráfego ($N > 5 \times 10^6$), enquanto as confeccionadas com as faixas “E” e “F” destinam-se a pavimentos de baixo e médio volume de tráfego ($N < 5 \times 10^6$). Considerando que deseja-se empregar a mistura para a construção de bases de pavimentos urbanos, utilizou-se as faixas com $N < 5 \times 10^6$ para a avaliação do emprego de ADF.

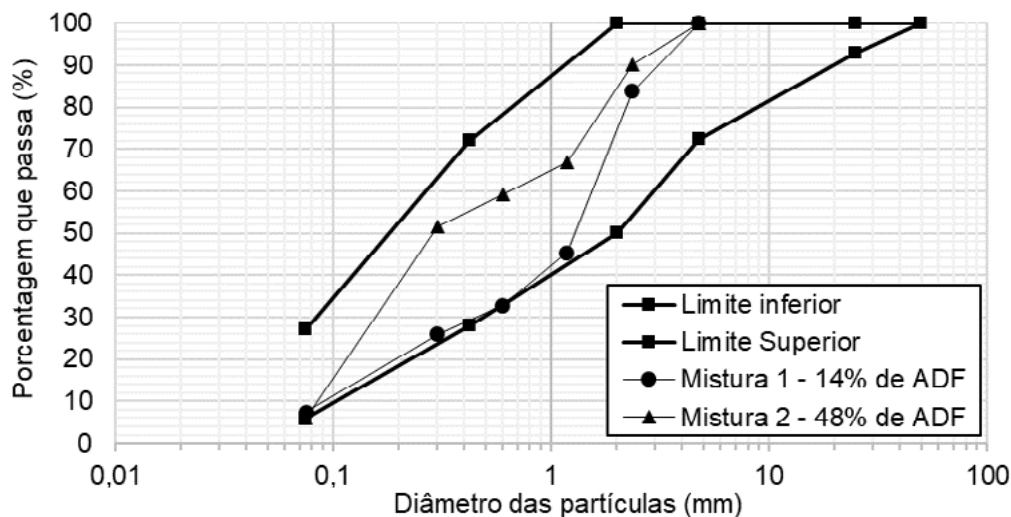
Para a faixa “E”, verificou-se que não há limite inferior para a adição de ADF, podendo desta forma, empregar somente o pó de pedra para a confecção da camada de base. O limite máximo de adição de ADF corresponde a 52% e restringe-se em virtude do percentual passante na peneira de abertura 0,6mm. Na Figura 2, são apresentadas as curvas granulométricas que expressam o limite superior e inferior da faixa “E”, bem como, as que representam o teor máximo e mínimo de ADF possível de ser adicionado à mistura.

Figura 2 – Distribuição granulométrica das misturas com teor máximo e mínimo de ADF e dos limites referentes a faixa “E” do DNIT.



No caso da faixa “F”, pode-se observar que sem a presença de um teor mínimo de ADF (14%), o percentual passante na peneira de abertura 0,6mm extrapola os limites requeridos para a faixa. No que diz respeito a adição máxima de ADF, o limite se dá em razão do baixo teor de material passante na peneira de abertura 0,075mm. Dessa forma, é necessário que haja pelo menos 52% de pó de pedra para a condição desta peneira ser satisfeita. Na Figura 3, são apresentadas as curvas granulométricas que expressam o limite superior e inferior da faixa “F”, bem como, as que representam o teor máximo e mínimo de ADF possível de ser adicionado à mistura.

Figura 3 - Distribuição granulométrica das misturas com teor máximo e mínimo de ADF e dos limites referentes a faixa “F” do DNIT.



A partir desses resultados, nota-se que misturas contendo ADF e pó de pedra satisfazem as condições granulométricas das faixas “E” e “F” do DNIT para a estabilização granulométrica de bases de pavimentos destinados a vias de baixo e médio volume de tráfego.

Constatou-se que os teores máximos de ADF a serem empregados são inferiores aos observados por Klinsky e Fabbri (2009), que estudando a aplicação de misturas de solo e ADF em camadas de base e sub-base de pavimentos flexíveis, com estabilização granulométrica, indicaram que misturas com teores de 60% e 70% de ADF atendem exigências técnicas para utilização em rodovias com baixo volume de tráfego. Os mesmos autores destacam que para uma camada de base construída nessas condições, com espessura de 15 cm, é possível alocar 0,18 t de ADF por metro quadrado de pavimento. Embora este dimensionamento só possa ser efetuado considerando outros aspectos, como por exemplo, o comportamento mecânico da mistura mediante as solicitações impostas pelo tráfego, esta estimativa mostra que as misturas de pó de pedra e ADF fornecem oportunidades para o reuso do resíduo em grandes quantidades.

4. Conclusão

O presente trabalho realizou uma avaliação do potencial da ADF em integrar misturas com o material britado pó de pedra visando a aplicação na construção de bases de rodovias de baixo e médio volume de tráfego.

Foram projetadas misturas considerando critérios das faixas granulométricas “E” e “F” da norma DNIT – ES 141/10, os quais podem ser plenamente atendidos mediante adição de teores preestabelecidos de ADF. A teor máximo de ADF na mistura com o pó de pedra que satisfaz as condições da faixa “E” e “F” é de 52% e 48%, respectivamente, possibilitando reciclar volume significativo do resíduo na obra, atribuindo valor ao mesmo e reduzindo a demanda por materiais tradicionais.

Entretanto, faz-se necessário verificar se os atributos técnicos conferidos a essa estrutura, mediante o emprego da ADF como agregado constituinte da camada de base, satisfazem os critérios

de desempenho mecânico estabelecidos pela norma DNIT – ES 141/2010. Além disso, importa verificar se a mistura, sob intemperismo, será capaz de produzir subprodutos com toxicidade passível de causar impactos ambientais.

Mediante a verificação de atributos de ordem técnica e ambiental para a utilização de ADF em conjunto com pó de pedra, visando a aplicação em bases de pavimento de baixo e médio volume de tráfego, poderá ser estimulada a elaboração de normas técnicas e ambientais, visando evitar prejuízos de qualquer ordem.

5. Referências

ABIFA - Associação Brasileira de Fundição. Anuário ABIFA 2018: Guia ABIFA de Fundição. São Paulo, 2018.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6502: Rochas e solos - Terminologia. Rio de Janeiro, 1995.

_____. NBR NM 26: Agregados – Amostragem. Rio de Janeiro, 2001a.

_____. NBR NM 27: Agregados - Redução da amostra de campo para ensaios de laboratório. Rio de Janeiro, 2001b.

_____. NBR NM 248: Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro, 2003a.

_____. NBR NM 46: Agregados - Determinação do material fino que passa através da peneira 75 µm, por lavagem. Rio de Janeiro, 2003b.

_____. NBR 10004: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ANDRADE, L. B.; CARNIN, R. L. P.; PINTO, R. C. A. Areia descartada de fundição para uso em concreto de cimento Portland: análise do agregado. **Matéria (Rio J.)**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, 2018. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-70762018000300413&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em 15 jul. 2019.

BERNUCCI, Liedi Bariani et al. Pavimentação asfáltica. Pavimentação Asfáltica - Formação para Engenheiros, [s. l.], p. 504, 2006.

DNER - Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. DNER-PRO 038/97: Agregado miúdo para concreto de cimento. Rio de Janeiro: IPR, 1997.

DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Manual de Pavimentação. 3 ed.. Rio de Janeiro: IPR, 2006.

_____. Norma DNIT 141 – ES: Pavimentação – Base estabilizada granulometricamente - Especificação de serviço. Rio de Janeiro: IPR, 2010.

3º CONGRESSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL DO SUL DO BRASIL

— 07 A 09 DE NOVEMBRO DE 2019 —

FERREIRA, Gisleiva Cristina dos Santos et al. Viabilidade técnica e ambiental de misturas de solo com areia descartada de fundição. *Revista Transportes*, [s. l.], v. 22, n. 2, p. 62–69, 2014.

GUNEY, Yucel; AYDILEK, Ahmet H.; DEMIRKAN, M. Melih. Geoenvironmental behavior of foundry sand amended mixtures for highway subbases. *Waste Management*, [s. l.], v. 26, n. 9, p. 932–945, 2006.

KLINSKY, L. M. G; FABBRI, G. T. P. Reaproveitamento da areia de fundição como material de base e sub-base de pavimentos flexíveis. **Revista Transportes**, [s. l.], v. XVII, p. 36–45, 2009.



UNIVATES

R. Avelino Talini, 171 | Bairro Universitário | Lajeado | RS | Brasil
CEP 95914.014 | Cx. Postal 155 | Fone: (51) 3714.7000
www.univates.br | 0800 7 07 08 09