



CAMILA SILVA FRANCO

**SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO
DE ÁGUA EM ESCALA DESCENTRALIZADA**

**LAVRAS - MG
2015**

CAMILA SILVA FRANCO

**SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA
DESCENTRALIZADA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

Coorientador

Dr. Ronaldo Fia

**LAVRAS – MG
2015**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a)

Franco, Camila Silva.

Sistema alternativo de tratamento de água em escala descentralizada / Camila Silva Franco. – Lavras : UFLA, 2015. 99 p.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2014.
Orientador(a): Luiz Fernando Coutinho de Oliveira.
Bibliografia.

1. Saneamento rural. 2. Estação de tratamento de água compacta. 3. Coagulação com Moringa oleifera. 4. Bioadsorção. 5. Lithothamnium calcareum. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CAMILA SILVA FRANCO

**SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA
DESCENTRALIZADA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em Sistemas Agrícolas, área de concentração em Saneamento Ambiental, para obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 05 de Dezembro de 2014.

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

Dr. Fátima Resende Luiz Fia

Dr. Maria Elisa Magri

Dr. Luciano Rodrigues

Dra. Zuy Maria Magriotis

Orientador

Dr. Luiz Fernando Coutinho de Oliveira

Coorientador

Dr. Ronaldo Fia

**LAVRAS – MG
2015**

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, aos meus pais, ao Caio e aos amigos pelo incentivo, apoio e paciência.

Ao meu orientador professor Luiz Fernando Coutinho de Oliveira por abrir muitas portas durante estes anos e por tranquilizar nos momentos mais difíceis do doutorado.

Aos graduandos Magno, Gabriel, Stefany e Thais pela disposição, companhia e trabalho sério no campo e no laboratório.

Aos professores Ronaldo Fia e Fátima Fia pelos ensinamentos e pelas orientações.

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos em sistemas agrícolas pela oportunidade.

Ao Cnpq e CAPES pela concessão de bolsas e recursos e pela expectativa no trabalho acadêmico da UFLA.

Aos professores e colegas do Departamento de Engenharia, em especial ao Núcleo Didático Científico de Engenharia de Água e Solo da UFLA, pelos ensinamentos transmitidos e crescimento profissional.

RESUMO

A inexistência de um sistema de tratamento e distribuição de água em áreas remotas leva a população ao consumo de água de baixa qualidade, em função das ações antrópicas no nível das bacias hidrográficas. O desenvolvimento de sistemas descentralizados, que contemplem as distâncias entre residências em áreas escassamente povoadas pode proporcionar água potável, de maneira fácil, autossustentável e a baixo custo. Nesse contexto, objetivou-se o desenvolvimento de uma Estação de Tratamento de Água compacta (ETAc) para ser empregada no tratamento de água domiciliar, utilizando coagulante natural, adsorção em alga marinha e carvão ativado, e desinfecção por radiação ultravioleta. A ETAc constituiu-se de um reservatório de água bruta (500 L), um dosador de coagulante preparado com semente de *M. oleifera*, duas unidades floculadoras (42 e 45 L), um decantador (74 L), um filtro multicamadas (56 L) contendo carvão ativado produzido com casca de café, palha de arroz e cloreto de zinco, areia, alga marinha *Lithothamnium calcareum* e um reator UV. A ETAc foi capaz de tratar 500 L de água em aproximadamente 6 horas e removeu, em média, 89,3% de turbidez, 93,5% de cor aparente, 80,9% de sólidos dissolvidos, 98,6% de coliformes termotolerantes, 94,8% de Fe e 70,0% de Mn, embora tenha incrementado os valores de dureza, condutividade elétrica e pH, mas não acima dos padrões de potabilização. As características hidráulicas da ETAc encontraram-se dentro dos padrões estabelecidos em norma técnica para tratamento de água para consumo. Embora os processos de coagulação, floculação e decantação tenham produzido baixas eficiências na clarificação da água, em função da baixa turbidez afluente todos os atributos físicos, químicos e biológicos efluentes atenderam aos padrões de potabilidade, refletindo na boa funcionalidade do filtro multicamadas e do reator UV.

Palavras-chave: Saneamento rural. Estação de tratamento de água compacta. Coagulação com *Moringa oleifera*. Bioadsorção. *Lithothamnium calcareum*.

ABSTRACT

The lack of treatment system and water distribution in remote areas leads the population to low quality water consumption, according to human actions the level of watersheds. The development of decentralized systems that contemplate the distances between homes in sparsely populated areas can provide drinking water, easily, and self-sustainable at low cost. In this context, the objective was to develop a Compact Water Treatment Plant (CWTP) to be used in the water treatment using natural coagulant, adsorption on seaweed and activated charcoal and disinfection by ultraviolet radiation. The CWTP was constituted of a raw water tank (500 L), a coagulant doser prepared with *M. oleifera* seeds, two flocculators units (42 and 45 L), a decanter (74 L), a multilayer filter (56 L) containing activated charcoal produced with coffee husk, rice straw and zinc chloride, sand and seaweed *Lithothamnium calcareum* and a UV reactor. The CWTP was able to treat 500 L of water at approximately 6 hours and removed, in average, 89.3% of turbidity, 93.5% apparent color, 80.9% dissolved solids, 98.6% thermotolerant coliforms, 94.8% Fe and 70.0% Mn, although increased hardness values, electrical conductivity and pH, but not above the legal standards for drinking water. The hydraulic characteristics of the CWTP were found within the standards established in technical standard for treatment of drinking water. Although coagulation, flocculation and decantation have produced low efficiencies in water clarification, because of the low turbidity tributary, all attributes physical, chemical and biological effluent met the potability standards, reflecting the good functionality of the multilayer filter and the UV reactor.

Keywords: Rural sanitation. Compact Water Treatment Plant. Coagulation with *Moringa oleifera*. Bioadsorption. *Lithothamnium calcareum*.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1	Valores Máximos Permitidos (VMP) coincidentes para captação, tratamento avançado e consumo humano (COPAM/CERH 01/2008) e para potabilização (VMP MS 2.914/2011).....	14
Tabela 2	Qualidade de água para tratamento e consumo humano conforme NBR 12.226.....	20
Tabela 3	Atributos físicos, químicos e biológicos da água do reservatório de captação de água de abastecimento da ETA/UFLA.....	29

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Métodos de preparação da semente de <i>M. oleifera</i> utilizados.....	42
Tabela 2	Remoção da turbidez da água pelos três métodos de preparação da semente de <i>M. oleifera</i> e concentrações ótimas calculadas.....	47
Tabela 3	Clarificação por coagulação/floculação da água a turbidez de 20 a 100 UNT por semente de <i>M. oleifera</i> preparada pelo método 3..	49
Tabela 4	Cinética de sedimentação após coagulação/floculação com semente de <i>M. oleifera</i> preparada pelo método 3.....	52
Tabela 5	Comparação entre métodos de preparação, concentrações da semente de <i>M. oleifera</i> e eficiências de remoção de turbidez publicadas	53

CAPÍTULO 3

Tabela 1	Composição química da alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>	64
Tabela 2	Diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e porcentagens dos materiais aproveitáveis e do refugo fino da areia e alga.....	70
Tabela 3	Ajuste do modelo de Elovich à cinética de sorção de Fe na alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>	71
Tabela 4	Ajuste das isotermas de sorção de Fe (II) na mistura areia e alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>	72
Tabela 5	Ajuste do modelo de Elovich à cinética de sorção de Fe e Mn no carvão ativado	73
Tabela 6	Ajuste das isotermas de sorção de Fe (II) e Mn (II) no carvão ativado	74
Tabela 7	Comparativo de estudos em bioadsorção.....	76

CAPÍTULO 4

Tabela 1	Atributos físicos, químicos e biológicos de controle na ETAc	99
Tabela 2	Características hidráulicas médias das unidades que compõem a ETAc	101
Tabela 3	Eficiência do tratamento de água e valores máximos obtidos na água tratada pela ETAc e permitidos pela portaria do Ministério da Saúde.....	105
Tabela 4	Eficiência do tratamento de água e valores máximos obtidos na água tratada pela ETAc e permitidos pela portaria do Ministério da Saúde após simulação de turbidez e Fe.....	107

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1	
Figura 1	Vagens contendo sementes de <i>M. Oleifera</i>21
Figura 2	Precipitação pluvial no período de janeiro de 2012 a outubro de 2013.....27
Figura 3	Vista panorâmica do campus da UFLA28
CAPÍTULO 2	
Figura 1	Sementes de <i>M. oleifera</i> bruta, descascadas e triturada42
Figura 2	Ensaio de Jarrest com semente de <i>M. Oleifera</i>43
Figura 3	Eficiência da remoção da turbidez da água pelos três métodos de preparação da semente de <i>M. oleifera</i>46
Figura 4	Eficiência da remoção da turbidez da água a diferentes concentrações iniciais por semente de <i>M. oleifera</i> preparada pelo método 351
Figura 5	Curva de sedimentação após coagulação/floculação com semente de <i>M. oleifera</i> preparada pelo método 352
CAPÍTULO 3	
Figura 1	Alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>63
Figura 2	Carvão ativado granulado obtido da biomassa de palha de arroz e a casca de café.....65
Figura 3	Sequência da produção do carvão ativado granulado.....66
Figura 4	Sequência do ensaio de sorção do carvão ativado.....68
Figura 5	Curvas granulométricas da areia e da alga <i>Lithothamnium calcareum</i>69
Figura 6	Cinética de sorção de Fe (II) da mistura areia e alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>71
Figura 7	Isotermas de sorção de Fe (II) na mistura areia e alga marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>72
Figura 8	Cinética de sorção de Fe (II) e Mn (II) no carvão ativado73
Figura 9	Isotermas de sorção de Fe (a) e Mn (b) em carvão ativado de resíduos agrícolas75
CAPÍTULO 4	
Figura 1	Vista geral do experimento88
Figura 2	Injeção de coagulante.....89
Figura 3	Pontos de tomada de água na ETA/UFLA para alimentação da ETAc e filtragem do coagulante preparado com semente de <i>M. oleifera</i>90
Figura 4	Croqui da estação de tratamento de água compacta.....92
Figura 5	Vista geral da estação de tratamento de água compacta.....93
Figura 6	Primeiro floculador94
Figura 7	Segundo floculador94
Figura 8	Mistura da areia e alga <i>Lithothamnium calcareum</i> carvão ativado empregada no preenchimento do filtro.....94
Figura 9	Recolhimento da água de retrolavagem no filtro multicamadas95
Figura 10	Reator de lâmpada ultravioleta.....96
Figura 11	Monitoramento da qualidade da água tratada na ETAc: (a) turbidez; (b) cor (c) pH (d) condutividade elétrica (e) Dureza (f) sólidos dissolvidos (g) ferro (h) manganês (i) Coliformes termotolerantes104
Figura 12	Simulação de turbidez e Fe no tratamento de água pela ETAc: (a) turbidez; (b) ferro107

SUMÁRIO

	CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES INICIAIS.....	11
1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1	Qualidade das águas para consumo humano.....	12
2.2	Situação do saneamento rural	15
2.3	Tratamento de água para consumo	19
2.4	Delineamento Metodológico da Pesquisa e Objetivos	25
2.5	Características do local e da água bruta.....	27
	REFERÊNCIAS	31
	CAPÍTULO 2: COAGULAÇÃO COM SEMENTE DE MORINGA OLEIFERA PREPARADA POR DIFERENTES MÉTODOS EM ÁGUAS COM TURBIDEZ DE 20 A 100 UNT	38
1	INTRODUÇÃO	40
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	42
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4	CONCLUSÕES	55
	REFERÊNCIAS	56
	CAPÍTULO 3: ADSORÇÃO DE FE E MN EM CARVÃO ATIVADO PREPARADO COM RESÍDUOS AGRÍCOLAS E ALGA MARINHA LITHOTHAMNIUM CALCAREUM.....	59
1	INTRODUÇÃO	61
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	63
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	69
4	CONCLUSÕES	78
	REFERÊNCIAS	79
	CAPÍTULO 4: SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA DESCENTRALIZADA	82
1	INTRODUÇÃO	84
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	87
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	100
4	CONCLUSÕES	108
	REFERÊNCIAS	109
	CONSIDERAÇÕES FINAIS	113

CAPÍTULO 1: CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1 INTRODUÇÃO

A quantidade e a qualidade das águas superficiais e subterrâneas têm sofrido alterações em função das ações antrópicas no ambiente da bacia hidrográfica. A supressão vegetal das áreas ripárias juntamente ao arraste de sedimentos, aos agroquímicos e de dejetos de animais pelo escoamento superficial, à falta de saneamento rural, às áreas de disposição de resíduos sólidos, aos despejos domésticos e industriais nas zonas urbanas têm promovido constante contaminação dos corpos hídricos.

O depauperamento da qualidade das águas traz uma série de inconvenientes, principalmente no que se refere ao consumo humano, devido à contaminação física, química e biológica, representando um problema de saúde pública, tanto nas áreas urbanas como nas rurais. No que diz respeito à população rural, a falta de abastecimento de água tratada está relacionada ao alto custo das Estações de Tratamento de Água (ETA) centralizada, de forma que, vencer as distâncias entre as residências torna-se inviável. Essa situação tem levado populações de áreas remotas, muitas vezes, a utilizar água de baixa qualidade para consumo, situação que se repete no Brasil e no mundo.

Objetivou-se então, desenvolver um sistema alternativo de tratamento de água, para fins de consumo em residências localizadas no meio rural, sendo esse de baixo custo, autossustentável, de fácil manutenção e operação e que atenda aos padrões de potabilidade, utilizando a semente de *Moringa oleifera* como coagulante natural, alga marinha e carvão ativado, produzido a partir de rejeitos agrícolas como material suporte para o filtro.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Qualidade das águas para consumo humano

O acesso à água tratada é considerado como um indicador universal de desenvolvimento sustentável, por ser fundamental para a melhoria das condições de saúde e higiene. Entretanto, a escassez de água potável, em decorrência do aumento da população mundial e da intervenção ativa do homem nos ambientes urbano e rural, é uma realidade.

Nos últimos anos tem-se agravado continuamente os problemas relacionados à poluição dos mananciais de abastecimento, principalmente em decorrência de efeitos antrópicos, como lançamento de efluentes domésticos e industriais e cargas difusas urbanas e agrícolas, alterando o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas e exigindo medidas tecnológicas apropriadas ao tratamento da água destinada ao consumo humano (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013; HOGAN et al., 2014; RAMACHANDRA; BHARATH; BHARATH, 2014; ZHANG et al., 2013).

As características físicas, químicas, biológicas e radiológicas das águas naturais traduzem os processos que ocorrem no corpo hídrico em função da alta capacidade de dissolução da água e do transporte pelo escoamento superficial e subterrâneo. São diversos os atributos de qualidade de água que afetam sua potabilização.

Beamonte et al. (2007) destacam a importância de uma avaliação temporal e estatística sobre a qualidade da água captada para consumo humano. Nesse sentido, Vasconcelos e Souza (2011) observaram que o aumento populacional comprometeu a qualidade da água no que diz respeito à turbidez, cor, nitrogênio e coliformes totais em um manancial em Belém do Pará, ultrapassando os padrões estabelecidos em Lei Federal. Pereira et al. (2012)

comprovaram o depauperamento do ecossistema aquático em zona agropecuária, quando comparada à zona de conservação no Rio de Janeiro.

No Brasil, as legislações que regem sobre a qualidade das águas se baseiam em valores máximos permitidos de diversos atributos utilizados para sua caracterização, visando à manutenção da saúde ambiental e humana. Nesse sentido, diferem-se em:

- padrões para o lançamento de efluentes pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430 de 2011 a nível federal e Deliberação Normativa (DN) do Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (COPAM/CERH) nº 01 de 2008 no âmbito estadual (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA, 2011; MINAS GERAIS, 2008);
- padrões relacionados aos usos preponderantes pela Resolução CONAMA 357/2005 a nível federal e DN COPAM/CERH 01/2008 a nível estadual mineiro (CONAMA, 2005; MINAS GERAIS, 2008);
- padrões de potabilidade pela Portaria do Ministério da Saúde (MS) nº 2914 de 2012 (BRASIL, 2012).

De acordo com esses aspectos legais, águas enquadradas como classe 3 devem atingir os padrões estabelecidos na COPAM/CERH 01/2008 e podem ser captadas para fins de consumo humano e, após tratamento avançado, devem alcançar os padrões permitidos pela Portaria MS 2.914/2012 (BRASIL, 2012), conforme os valores coincidentes nas duas legislações representados na Tabela 1.

Tabela 1 Valores Máximos Permitidos (VMP) coincidentes para captação, tratamento avançado e consumo humano (COPAM/CERH 01/2008) e para potabilização (VMP MS 2.914/2011)

Atributos	Captação (VMP COPAM/ CERH 01/2008 - Classe 3)	Potabilização (VMP MS 2914/2011)
Turbidez (UNT)	100,000	5,000
Cor (uH)	75,000	15,000
Fe (mg L ⁻¹)	5,000	0,300
Mn (mg L ⁻¹)	0,500	0,100
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	250,000	Uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	500,000	1000,000
Condutividade Elétrica (µs s ⁻¹)	–	–
pH	6 a 9	6 a 9
Dureza (mg L ⁻¹)	500,000	500,000

A NBR 12.226 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1992) também classifica as águas naturais a fim de indicar o tratamento mínimo necessário para o abastecimento público:

- Tipo A - águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias sanitariamente protegidas;
- Tipo B - águas subterrâneas ou superficiais, provenientes de bacias não protegidas que possam enquadrar-se nos padrões de potabilidade, mediante processo de tratamento que não exija coagulação;
- Tipo C - águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, que exijam coagulação para enquadrar-se nos padrões de potabilidade;
- Tipo D - águas superficiais provenientes de bacias não protegidas, sujeitas a fontes de poluição, que exijam processos especiais de tratamento para que possam enquadrar-se nos padrões de potabilidade.

2.2 Situação do saneamento rural

Dados da Organização Mundial de Saúde de 2009 revelam que 88% das doenças diarreicas são produtos de um abastecimento de água insalubre, do esgotamento sanitário e práticas de higiene deficientes. A melhoria do abastecimento de água reduz entre 6 a 21% da morbidade por diarreia, a melhoria do esgotamento sanitário reduz a mortalidade por diarreia em 32%, as medidas de higiene, entre outras, a educação sobre o hábito de lavar as mãos, podem reduzir o número de casos de diarreia em até 45%; a qualidade da água de consumo por meio de seu tratamento doméstico, como por exemplo a cloração no ponto de consumo pode reduzir de 35 a 39% os episódios de diarreia (ORGANIZAÇÃO MUNDIAL

DA SAÚDE - OMS, 2009). No Brasil, esse problema não é diferente, uma vez que os registros da Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA) mostram que em 2011, 396.048 pessoas foram internadas por diarreia; dessas, 138.447 foram crianças menores de cinco anos (35% do total) (BRASIL, 2013).

Historicamente, evidenciou-se que os riscos à saúde são mais intensos quanto maior for a densidade populacional, por esse motivo, grande parte das inovações tecnológicas desenvolvidas para ofertar o saneamento básico foram planejadas para atender às cidades ou aglomerados populacionais maiores. Entretanto, não se pode ignorar as populações rurais, nas quais a adequada captação e uso da água são sabidamente mais negligenciados do que nos grandes centros urbanos. Resultados apresentados pelo Ministério das Cidades demonstram que a zona rural apresenta o maior déficit para o atendimento aos serviços relacionados ao saneamento básico (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004).

Segundo a Fundação Nacional de Saúde - FUNASA (2012), o governo brasileiro inseriu, como uma ação prioritária, o atendimento às escolas públicas rurais com intervenções de saneamento, por meio da implantação de sistema simplificado de abastecimento de água e instalações hidrossanitárias. Os dados mostram que, no Brasil, existem 89.167 escolas públicas rurais, dessas, cerca de 600 não dispõem de qualquer tipo de abastecimento de água e 11.157 não dispõem sequer de banheiro, cuja maior concentração é observada nas regiões Norte (17,98%) e Nordeste (14,65%).

Moutinho e Carmo (2011) avaliando as condições do saneamento na área de cobertura do Programa Saúde da Família, na zona rural do município de Lima Duarte, MG, verificaram que os percentuais de acesso à rede pública de abastecimento de água são inferiores aos dados da Pesquisa Nacional por amostra de Domicílios, realizada pelo IBGE. Azeredo et al. (2007) analisaram as

condições de saneamento básico das famílias atendidas pelo Programa de Saúde da Família no município de Teixeira, MG, verificando que a cobertura por rede de abastecimento de água era de 83% dos domicílios da zona urbana e 11,7% da zona rural. A rede pública era o destino final do esgoto em 82,2% dos domicílios da zona urbana e de apenas 10,9% da zona rural.

Pignatti e Castro (2008) comentam que a dinâmica de inundação do Pantanal, com grande oferta de nutrientes para plantas e animais pelo aumento e o espargimento da água, implica para essas populações a escassez de água saudável para o consumo humano, pois constitui um veículo transmissor de doenças quando promove carreamento de contaminantes aos mananciais de abastecimento e armazenamento de água devido às pocilgas, currais e até cemitérios. Os resultados obtidos por Resende (2009), relativos à avaliação da qualidade da água de abastecimento da área rural do município de Bom Repouso, MG, permitiram inferir que as atividades agropastoris têm alterado a qualidade das águas na região elevando o número de coliformes termotolerantes, caracterizando-as como não potáveis, exigindo assim medidas preventivas quanto à contaminação e a exigência de algum tipo de tratamento para torná-las próprias para o consumo humano.

Diante dessa realidade, são poucas as alternativas para tratamento da água em domicílios de áreas remotas. Rocha et al. (2006) avaliaram a qualidade da água e a percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, MG, e verificaram que poucos entrevistados fazem algum tratamento que vise eliminar microrganismos da água, e desses, 7% informaram ferver e 20% fazem cloração. Do total de entrevistados, 67% realizaram análise de água e citam apenas características físicas (cor, odor, sabor e material em suspensão) como importantes para avaliar a qualidade, e os 33% restantes demonstraram preocupação com contaminação ou desinfecção. Os autores verificaram que 93% das águas analisadas apresentaram número de coliformes termotolerantes acima do padrão de potabilidade.

No estudo realizado por Bezerra et al. (2009) com moradores da comunidade do Bom Jesus na zona rural de Mossoró, RN, foi verificado que 38% das residências avaliadas, utilizam água para consumo humano sem tratamento e que, associado ao sistema de esgoto a céu aberto, resultam em vômitos e diarreias em 43% dos entrevistados. Das análises microbiológicas das águas realizadas por Nogueira et al. (2009) no Distrito de Bragança, Portugal, 38,0% foram classificadas como impróprias para o consumo; reflexo do uso de desinfecção da água com cloro em apenas 48,5% das amostras analisadas.

Pela aplicação de questionários, Amaral et al. (2003) observaram que 100% das pessoas entrevistadas consideraram a água das propriedades rurais avaliadas como de boa qualidade, o que pode justificar a ausência de qualquer tratamento da água consumida. Esse comportamento está relacionado ao consumo da água das fontes por longos períodos sem a ocorrência de problemas evidentes, somado ao bom aspecto da água, que proporciona aos consumidores uma sensação de pureza. Acredita-se que esses fatos impeçam que seus consumidores agreguem juízo de valor no sentido de tratá-la, pelo menos por desinfecção, o que certamente minimizaria o risco de veiculação de enfermidades.

Segundo Carvalho et al. (2010) e Pinto et al. (2010), ações voltadas para a educação sanitária dos proprietários rurais em relação à captação, à desinfecção e ao fornecimento da água podem reduzir os riscos de veiculação de doenças. A adoção de medidas preventivas, visando à preservação das fontes de água, e o tratamento das águas já comprometidas são as ferramentas necessárias para diminuir consideravelmente o risco de ocorrência dessas enfermidades.

Nesse contexto, o saneamento em áreas remotas tem sido diretamente influenciado por três fatores, conforme afirmam O'Reilly e Louis (2014): política (governo e pressões populacionais), economia e questões ambientais. No

que diz respeito aos aspectos legais, no Brasil, a Lei Federal nº 11.445 de 2007 em seu artigo 48 estabelece diretrizes para políticas de saneamento básico, incluindo a garantia de meios adequados para o atendimento da população rural dispersa, inclusive mediante a utilização de soluções compatíveis com suas características econômicas e sociais peculiares (BRASIL, 2007).

Em Minas Gerais, a lei nº 11.720 de 1994 dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento Básico e em seu artigo primeiro inclui a população rural na proteção da saúde (MINAS GERAIS, 1994). A lei nº 21.156/2014 institui a política estadual de desenvolvimento rural sustentável da agricultura familiar e altera o artigo 3º da Lei nº 11.405 de 1994 incluindo o acesso universal à água de qualidade e em quantidade suficiente, com prioridade para as famílias em situação de insegurança hídrica e para a produção de alimentos da agricultura familiar (MINAS GERAIS, 1994, 2014).

2.3 Tratamento de água para consumo

Com relação ao tratamento de água para fins domésticos, a principal preocupação está em remover substâncias indesejáveis e microrganismos patogênicos, tornando-a própria para consumo humano, do ponto de vista físico, químico e microbiológico (FERNANDES et al., 2009; GARISO, 2008). Para tanto, os sistemas de abastecimento de água devem ser constituídos de instalações e equipamentos que possibilitem a captação, elevação, adução, armazenamento, tratamento e a distribuição de água. Entretanto, a oferta desses serviços públicos fica marcada pela sua concentração em espaços urbanos (MONTEIRO; SILVA; SEIBEL, 2008).

As estações de tratamento de água (ETAs) convencionais utilizam basicamente da coagulação, floculação e decantação como etapas da clarificação da água; da filtração e desinfecção na inativação de microrganismos

patogênicos. Para tanto, a NBR 12.216 (ABNT, 1992) define condições para elaboração de projeto de estação de tratamento de água destinada à produção de água potável para abastecimento público.

A NBR 12.226 (ABNT,1992) define o tratamento mínimo necessário a cada tipo de água conforme segue (Tabela 2):

- Tipo A - desinfecção e correção do pH;
- Tipo B - desinfecção e correção do pH; decantação simples; ou filtração, precedida ou não de decantação, para águas de turbidez sempre inferior a 40 UNT e cor sempre inferior a 20 UH;
- Tipo C - coagulação, seguida ou não de decantação, filtração em filtros rápidos, desinfecção e correção do pH;
- Tipo D - tratamento mínimo do tipo C e tratamento complementar apropriado a cada caso.

Tabela 2 Qualidade de água para tratamento e consumo humano conforme NBR 12.226

Característica	Tipo de água			
	A	B	C	D
DBO ₅				
Média (mg/L)	< 1,5	1,5 a 2,5	2,5 a 4,0	> 4,0
Máxima (mg/L)	3,0	4,0	6,0	> 6,0
Coliformes totais				
Média mensal em (NMP/ 100mL)	50 a 100	100 a 5000	5000 a 20000	> 20000
Máximo (NMP/ 100 mL)	> 100 (*)	> 5000 (**)	> 20000 (***)	-
pH	5 a 9	5 a 9	5 a 9	3,8 a 10,3
Cloretos (mg/L)	< 50	50 a 250	250 a 600	> 600
Fluoretos (mg/L)	< 1,5	1,5 a 3,0	> 3,0	-

Fonte: (ABNT, 1992)

A coagulação e a floculação subsequente são utilizadas com vistas à remoção de matéria particulada (partículas de sílica, bactérias, oocistos de protozoários) diminuindo a turbidez da água bruta. A coagulação ocorre pela mistura rápida de água bruta e coagulante, com a finalidade de desestabilizar partículas coloidais não sedimentáveis, de modo a aumentar sua capacidade de agregação (MATILAINEN; VEPSÄLÄINEN; SILLANPÄÄ, 2010; VIEIRA et al., 2009). Diversos fatores interferem no processo de coagulação, destacando-se o pH, a alcalinidade da água bruta, a natureza das partículas coloidais, o tamanho e distribuição do tamanho das partículas e o tipo e a dosagem dos coagulantes aplicados (DI BERNARDO; BOTARI; SABOGAL-PAZ, 2005; SANTOS, 2007).

O uso de semente de *Moringa oleifera* (Figura 1) no processo de coagulação tem sido largamente estudada, pois esta possui proteínas catiônicas de baixo peso molecular, as quais, quando solubilizadas em água agem como eficientes coagulantes para águas naturais e residuárias (AMAGLOH; BENANG, 2009; MARQUES et al., 2010). Por ser um coagulante polimérico natural, forma microflocos mais resistentes à erosão nos interstícios do filtro; reduz o uso de alcalinizantes para correção do pH; e proporciona maior facilidade de tratamento e disposição final do lodo. Entretanto, pode agregar matéria orgânica à água, dificultando a desinfecção por cloro devido ao potencial de formação de trihalometanos (DAMAYANTI; SALIM, 2011).



Figura 1 Vagens contendo sementes de *M. Oleifera*
Fonte: Instituto de Defesa, Estudos e Integração Ambiental (2014)

A floculação é a operação unitária materializada pela mistura lenta do coagulante. O objetivo da floculação é permitir que as partículas previamente desestabilizadas se agreguem de modo a formar partículas maiores, os flocos, que possam sedimentar mais rapidamente. Para que a operação de floculação ocorra é necessário fornecer energia adequada de modo a possibilitar o contato entre as partículas desestabilizadas, permitindo o crescimento dos flocos e evitando sua ruptura por fluxos elevados (CARDOSO et al., 2008; GOMES, 2011).

A decantação consiste então na sedimentação dos flocos, ou seja, um bom desempenho nas etapas de coagulação/floculação é essencial para um bom desempenho da decantação, permitindo assim, um melhor desempenho na etapa posterior, a filtração.

Os mecanismos da filtração resultam da ação conjunta dos fenômenos de transporte, aderência e desprendimento das partículas em suspensão que se pretende remover. Em geral, o regime de escoamento na filtração é laminar, de modo que as partículas se movem ao longo de linhas de corrente. Para que sejam removidas, é necessário que os mecanismos de transporte desviem suas trajetórias, conduzindo-as à superfície dos grãos do meio filtrante, e as forças que tendem a mantê-la aderida ao coletor superem as que atuam do sentido de desprendê-las (DALSASSO et al., 2006).

Como uma forma de possibilitar o tratamento de água de pior qualidade, atendendo aos picos, a dupla filtração é composta de duas unidades de filtração associadas: à filtração direta ascendente, na primeira etapa e à filtração descendente para onde é encaminhado o efluente (BOTARI; DI BERNARDO, 2007).

- Maiores custos de implementação, operação e manutenção que a Filtração Direta Ascendente (FDA) porém, menores quando comparados à tecnologia convencional (ciclo completo);

- Possibilidade de tratamento de água bruta de pior qualidade relativamente a FDA.

O uso da bioadsorção em filtros multicamadas tem sido estudado como um processo de purificação em que materiais poluentes são removidos do ambiente aquático, por meio da adsorção com produtos naturais, chamados bioadsorventes (BRANDÃO, 2006). Dentre os materiais empregados como adsorventes pode-se citar os argilo-minerais (caulinita e vermiculita), as zeólitas, o carvão ativado, resíduos orgânicos tratados e alguns tipos de algas marinhas (RIGOBELLO et al., 2013)

No que diz respeito à desinfecção das águas de abastecimento, destacam-se a utilização de cloro, ozônio e radiação ultravioleta (UV). A utilização de ozônio, embora eficiente, está relacionada a altos custos de operação. A radiação ultravioleta tem sido largamente utilizada para desinfecção das águas, como a inativação de bactérias, vírus e protozoários. Sua utilização em substituição à cloração da água possui a vantagem de evitar a formação de ácidos haloacéticos e trihalometanos pelo contato com a matéria orgânica presente na água, subprodutos com atividades potencialmente carcinogênicas (GRAPPERHAUS; SCHAEFER; LINDEN, 2007; KOIVUNEN; TANSKI, 2005; MEUNIER; CANONICA; GUNTEN, 2006; MUNOZ; CRAIK; KRESTA, 2007).

No tratamento sem coagulação química, a filtração lenta (baixas taxas de filtração, entre 3 e 12 m³ m⁻²dia⁻¹) e a cloração são os principais processos capazes de assegurar a produção de água com qualidade adequada ao consumo humano, porém, a eficiência da filtração lenta pode ser comprometida, se a turbidez da água bruta for elevada. Para atender às legislações mais restritivas com relação à redução do conteúdo orgânico para águas de abastecimento, tem-se proposto tratamentos alternativos como filtração lenta, filtração em leito de carvão ativado, filtração em membranas e oxidação ou a combinação destes (BELISÁRIO et al., 2009; COELHO; DI BERNARDO, 2002).

Os altos custos dos tratamentos centralizados leva a população de áreas remotas a usar água retirada diretamente da fonte, como rios, lagos, águas subterrâneas ou chuva sem qualquer tipo de tratamento, evidenciando riscos à saúde (GOMES, 2011; PETER-VARBANETSA, 2009). Contudo, são diversos os métodos de tratamento de água a nível domiciliar.

Comparando a preferência de duas comunidades africanas diante de quatro formas distintas de tratar água no domicílio, Arvai e Post (2012) observaram maior aceitação ao fervura e ao uso de um sachê contendo um coagulante para remoção de turbidez devido, principalmente, à aspectos como cor, odor, gosto e facilidade no uso. Em estudo semelhante no Kenya, Albert, Luoto e Levine (2010) reportaram a preferência da população rural ao uso de filtro de cerâmica e adição de solução de hipoclorito. O uso de filtros de barro, no entanto, pode ser uma alternativa válida, inclusive na remoção de *Escherichia coli* (BIELEFELDT; KOWALSKI; SUMMERS, 2009).

Em área rural da Índia, Poulos et al. (2012) afirmam que os consumidores avaliam como aspecto de maior importância no tratamento domiciliar de água a sua eficiência na remoção de patógenos, o local de armazenamento e o tempo necessário ao tratamento. Soto et al. (2007) na implantação de um sistema de cloração e fluoretação das águas dos poços das escolas públicas rurais em Ibiúna, SP, verificaram total eliminação de coliformes termotolerantes, com redução de quadros de diarreia e vômitos dos estudantes.

Tendo como base as questões abordadas, reitera-se que são reconhecidas diversas tecnologias para o tratamento de água, incluindo a utilização de produtos químicos sintéticos e naturais na coagulação, variadas taxas de filtração, bem como a utilização de materiais filtrantes e meios de desinfecção diferenciados. Enquanto os estudos se voltam para aplicação dessas tecnologias nos centros urbanos a necessidade de tratamento de água nas áreas afastadas fica

à deriva e diante do cenário de depauperamento da qualidade das águas naturais e custos elevados para distribuição de água tratada a longas distâncias.

Nesse contexto, a descentralização deste serviço de saneamento básico pode ser alcançada pela utilização de uma ETA compacta (ETAc), podendo solucionar o problema de diversas comunidades e demais demandadas por água tratada em locais afastados, no sentido de fornecer água que atenda aos padrões de potabilização, diminuindo os riscos sanitários e contribuindo para saúde pública.

2.4 Delineamento Metodológico da Pesquisa e Objetivos

A ETAc desenvolvida neste estudo constituiu-se das etapas de coagulação com semente de *Moringa oleifera*, floculação, decantação e filtração em filtro multicamadas, utilizando carvão ativado produzido com resíduos da agricultura e alga marinha *Lithothamnium calcareum* como substrato. Nesse sentido, foram necessários a realização de uma sequência de ensaios de tratabilidade, como os ensaios de coagulação/floculação (Jartest) para definição do método de extração e as dosagens da semente de *M. oleifera*, bem como a caracterização e ensaios de sorção com os materiais constituintes do leito filtrante.

Na presente tese são apresentados os resultados nos seguintes capítulos:

Capítulo 2: Coagulação com semente de *moringa oleifera* preparada por diferentes métodos em águas com turbidez de 20 a 100 UNT

Hipótese: a semente de *M. oleifera* é eficiente para clarificação da água bruta à turbidez de 20 a 100 UNT e existe um método simples de preparação que otimiza sua ação coagulante.

Objetivo: avaliar 3 métodos distintos de preparação da semente de *M. oleifera*, para utilização na ETAc em uma residência de zona rural. Identificar a

concentração necessária para cinco diferentes valores de turbidez bruta e encontrar o tempo de sedimentação para maior eficiência na remoção de turbidez.

Capítulo 3: Adsorção de Fe e Mn em carvão ativado preparado com resíduos agrícolas e alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Hipótese: o carvão ativado de resíduos agrícolas e a alga marinha *Lithothamnium calcareum* são eficientes na remoção de Fe e Mn da água bruta por adsorção e podem ser utilizados como substrato em um leito filtrante para tratamento de água para consumo.

Objetivo: produzir e caracterizar o carvão ativado com resíduos agrícolas, avaliar sua capacidade adsorptiva de Fe e Mn, bem como da mistura de alga marinha *Lithothamnium calcareum* e areia em diferentes proporções, para utilização em filtros multicamadas no tratamento de água para consumo humano.

Capítulo 4: Sistema alternativo de tratamento de água em escala descentralizada

Hipótese: uma estação de tratamento de água compacta de baixo custo, utilizando os processos de coagulação com semente de *M. oleifera*, floculação, decantação, filtração com carvão ativado de resíduos agrícolas e alga marinha e desinfecção com ultravioleta é capaz de produzir água potável para atender à demanda de áreas escassamente povoadas.

Objetivo: desenvolver e monitorar um protótipo de ETA compactado para ser empregado no tratamento de água em áreas afastadas, utilizando coagulante natural da semente de *M. oleifera*, filtro multicamadas com alga marinha e carvão ativado produzido a partir de rejeitos agrícolas e desinfecção por radiação ultravioleta.

2.5 Características do local e da água bruta

A captação de água para ETAc foi realizada por uma derivação na entrada da ETA pertencente à Universidade Federal de Lavras e que abastece o *campus* universitário, como ilustra a Figura 3. O clima no município de Lavras é Cwb de acordo com a classificação de Koppen, com temperatura média anual de 19,2°C, e precipitação média anual de 1744,2mm.

Com base nas observações da precipitação pluvial na estação meteorológica convencional de Lavras, pertencente à rede do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2003), verificou-se uma nítida definição dos períodos chuvoso e de estiagem, entre os meses de outubro a março e abril a setembro, respectivamente, entretanto, no ano de estudo (2014), observou-se uma atípica estiagem, caracterizada pelo total precipitado de apenas 626,5 mm até o mês de outubro, enquanto que no ano de 2012 ocorreram 1520 mm e em 2013, 1375 mm (Figura 2).

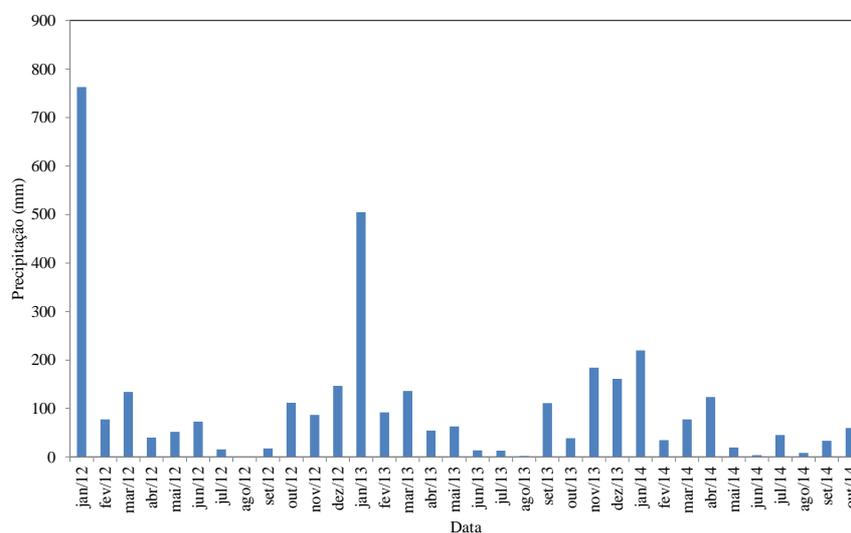
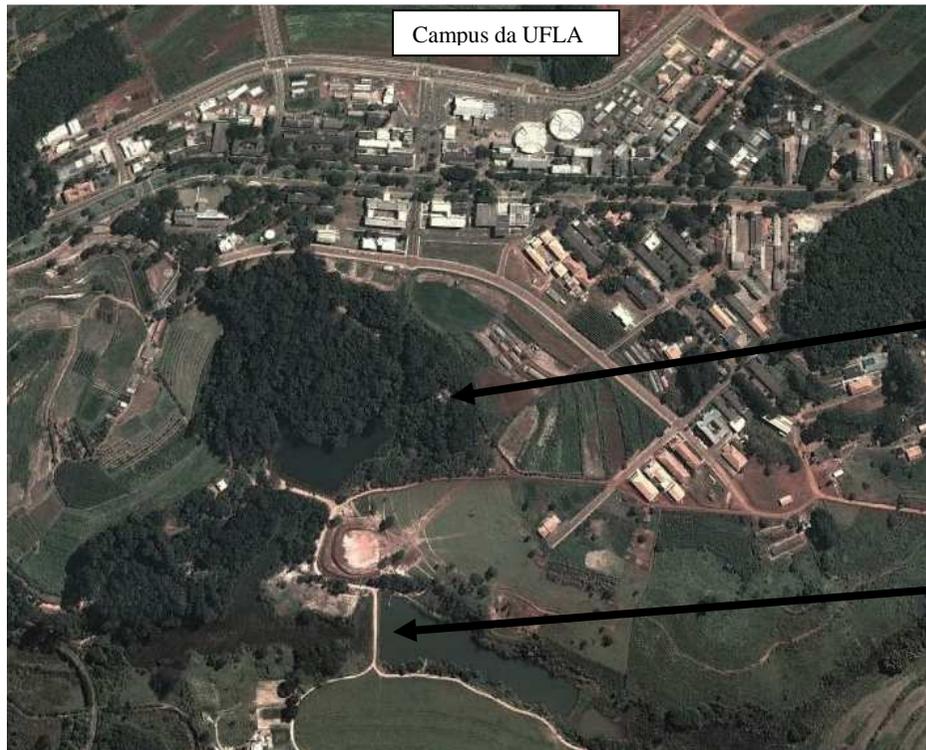


Figura 2 Precipitação pluvial no período de janeiro de 2012 a outubro de 2013



ETA/UFLA



Reservatório de captação

Figura 3 Vista panorâmica do campus da UFLA
Fonte: Adaptado de Google Earth (2013)

A avaliação da qualidade da água bruta é importante para definição das tecnologias de tratamento, devendo-se considerar possíveis alterações futuras em função da evolução da ocupação da bacia (LIBÂNIO, 2010). Nesse sentido, os valores dos atributos físicos, químicos e biológicos da água do reservatório de captação para abastecimento da ETAc foram fornecidos pelo Laboratório de Análises de Água do Departamento de Engenharia da UFLA (LAADEG). Os valores representados na Tabela 2 contemplam 13 amostras de julho de 2013 a julho de 2014.

Pelos resultados obtidos a água do reservatório de captação pode ser classificada segundo a DN COPAM/CERH n°01/2008 em classe 2 e segundo a norma NBR12.216 da ABNT em água do tipo C, apta ao consumo humano com o tratamento convencional, envolvendo os processos de coagulação, seguido de decantação, filtração e desinfecção (Tabela 3).

Tabela 3 Atributos físicos, químicos e biológicos da água do reservatório de captação de água de abastecimento da ETA/UFLA

Parâmetro	Valor mínimo	Valor médio	Valor máximo
pH	6,0	6,9	7,4
Cor (mg PtCo L ⁻¹)	7,0	21,3	46,9
Turbidez (NTU)	1,0	11,3	89,3
Oxigênio Dissolvido (mg L ⁻¹)	6,3	7,6	10,0
Ferro (mg L ⁻¹)	0,2	0,2	0,2
Manganês (mg L ⁻¹)	0,0	0,0	0,0
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	24,0	68,4	88,0
Cloretos (mg L ⁻¹)	28,0	28,0	28,0
Surfactantes Aniônicos (mg L ⁻¹)	0,04	0,08	0,13
Coliformes totais (NMP 100 mg L ⁻¹)	3 x 10 ²	1,03 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁶
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mg L ⁻¹)	3 x 10 ²	1,03 x 10 ⁵	1,6 x 10 ⁶
Dureza total (100 mg L ⁻¹ em CaCO ₃)	58,0	58,0	58,0
DBO (mg L ⁻¹)	1,5	3,8	9,0
DQO (mg L ⁻¹)	4,0	6,6	11,0
Condutividade elétrica (µS cm ⁻¹)	10,0	36,0	80,0
Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	41,0	41,0	41,0
Acidez (mg L ⁻¹)	26,0	26,0	26,0

A Figura 2 representa a variação temporal de alguns parâmetros da qualidade da água captada no período de monitoramento, pela qual, observa-se que, de fato, o arraste de sedimentos pelas chuvas provoca incremento nos valores dos parâmetros avaliados.

REFERÊNCIAS

- ALBERT, J.; LUOTO, J.; LEVINE, D. End-User preferences for and performance of competing POU water treatment technologies among the rural poor of Kenya. **Environmental Science Technology**, Easton, n. 44, p. 4426–4432, 2010.
- AMAGLOH, F. K.; BENANG, A. Effectiveness of Moringa oleifera seed as coagulant for water purification. **African Journal of Agricultura Research**, Navrongo, v. 4, n. 1, p. 119-123, 2009.
- AMARAL, L. A. et al. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003.
- ARVAI, J.; POST, K. Risk management in a developing country context: improving decisions about point-of-use water treatment among the rural poor in Africa. **Risk Analysis**, New York, v. 32, n. 1, p. 67-80, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 18 p.
- AZEREDO, C. M. et al. Avaliação das condições de habitação e saneamento: a importância da visita domiciliar no contexto do Programa de Saúde da Família. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 743-753, 2007.
- BEAMONTE, E. et al. A statistical study of the quality of surface water intended for human consumption near Valencia (Spain). **Journal of Environmental Management**, London, n. 83, p. 3017-314, 2007.
- BELISÁRIO, M. et al. Oemprego de resíduos naturais no tratamento de efluentes contaminados com fármacos poluentes. **Interscience Place - Revista Científica Internacional**, São Paulo, n. 10, p. 1-13, 2009.
- BEZERRA, F. S. B. et al. qualidade de vida e percepção ambiental dos moradores de uma comunidade rural de Mossoró, RN. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 4, n. 3, p. 39-44, 2009.

BOTARI, A.; DI BERNARDO, L. Modelação matemática macroscópica da perda de carga e da remoção de sólidos suspensos totais na filtração direta ascendente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 2, p. 149-159, 2007.

BIELEFELDT, A. R.; KOWALSKI, K.; SUMMERS, R. S. Bacterial treatment effectiveness of point of use ceramic water filters. **Water Research**, New York, n. 43, p. 3559-3565, 2009.

BRANDÃO, P. C. **Avaliação do uso de bagaço de cana como adsorvente para a remoção de contaminantes, derivados de petróleo de eluentes**. 2006. 147 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.

BRASIL. **Lei n. 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 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 nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm>. Acesso em: 23 jan. 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm./2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 22 maio 2013.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2011**. Brasília: MCIDADES/SNSA, 2013. 432 p.

BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

CARDOSO, K. C. et al. Otimização dos tempos de mistura e decantação no processo de Coagulação/floculação da água bruta por meio da *Moringa oleifera* Lam. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 193-198, 2008.

CARVALHO, M. B. M. et al. Saúde ambiental: uma análise dos resultados das conferências nacionais de meio ambiente, saúde e saúde ambiental. **Sustentabilidade em Debate**, Brasília, v. 1, n. 2, p. 93-110, 2010.

COELHO, E. R. C.; DI BERNARDO, L. Avaliação da filtração lenta em leito de areia e carvão ativado granular e da pré-ozonização na remoção de matéria orgânica, microrganismos e atrazina. In: CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 1., 2002, Cancún. **Anais...**Cancún: AIDIS, 2002. p. 1-8.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução no 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 27 jun. 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 22 maio 2014.

DALSASSO, R. L.; SENS, M. L. Filtração direta com pré-floculação e coagulação com sulfato de alumínio e hidroxiclreto de alumínio: Estudo com água de manancial eutrofizado. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, p. 241-249, 2006.

DAMAYANTI, A.; SALIM, Z. U. M. R. The influence of PAC, zeolite, and moringa oleifera as biofouling reducer (BFR) on hybrid membrane bioreactor of palm oil mill effluent (POME). **Bioresource Technology**, Essex, n. 102, p. 4341-4346, 2011.

DI BERNARDO, L.; BOTARI, A.; SABOGAL-PAZ, L. P. Uso de modelação matemática para projeto de câmaras mecanizadas de floculação em série em estações de tratamento de água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 82-90, 2005.

FERNANDES, I. P. et al. Análise dos processos de uma estação de tratamento de água (ETA): um estudo de caso. **Revista Inovação Gestão Produção**, Santa Maria, v. 1, n. 4, p. 112-123, 2009.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Relatório de gestão 2011**. Brasília, 2012. 1438 p.

GARISO, S. I. S. **Água para consumo humano: controle microbiológico dos alimentos**. Santarém: Escola Superior Agrária, 2008. 18 p.

GOMES, J. M. C. **Contribuição para o estudo de sistemas de tratamento de água a adoptar em zonas economicamente desfavorecidas**. 2011. 105 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 2011.

GOOGLE Earth. Disponível em: <<http://earth.google.com/gallery/index.html>>. Acesso em: 5 nov. 2014.

GRAPPERHAUS, M.; SCHAEFER, R.; LINDEN, K. Modeling of a new UV test cell for evaluation of lamp fluence rate effects in regard to water treatment, and comparison to collimated beam tests. **Journal of Environmental Engineering Science**, Ottawa, n. 6, p. 271–276, 2007.

HOGAN, D. M. et al. Mitigating the effects of landscape development on streams in urbanizing watersheds. **Journal of the American Water Resources Association**, Hemdon, v. 50, p. 163-178, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores de desenvolvimento sustentável Brasil 2004**. Rio de Janeiro, 2004.

INSTITUTO DE DEFESA, ESTUDOS E INTEGRAÇÃO AMBIENTAL. Disponível em: <http://ideiaweb.org/?page_id=95>. Acesso em: 22 nov. 2014.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. 2003. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=home/page&page=rede_estacoes_conv_graf>. Acesso em: 22 nov. 2013.

KOYVUNEN, J.; HEINONEN-TANSKI, H. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatments. **Water Research**, New York, n. 39, p. 1519-1526, 2005.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

MARQUES, M. E. H. P. et al. perspectiva do uso da moringa oleifera no Tratamento de água artesanal na região sitio baixa I, no município de Inajá-PE. In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 10., 2010, Recife. **Anais...**Recife: UFRPE, 2010. 1 CD ROM.

MATILAINEN, A.; VEPSÄLÄINEN, M.; SILLANPÄÄ, M. Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review. **Advances in Colloid and Interface Science**, Amsterdam, v. 159, p. 9, 2010.

MEUNIER, L.; CANONICA, S.; GUNTEN, U. Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality. **Water Research**, New York, n. 40, p. 1846-1876, 2006.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 21nov. 2013.

MINAS GERIAS. **Lei nº 11.720 de 28 de dezembro de 1994**. Dispõe sobre a Política Estadual de Saneamento Básico e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2291>>. Acesso em: 21 jul. 2014.

MONTEIRO, F. M.; SILVA, R.; SEIBEL, E. J. Vulnerabilidade social e oferta de serviços públicos no mundo rural. Duas moedas e uma só face? **Revista Grifos**, Chapecó, n. 24, p. 93-108, 2008.

MOUTINHO, F. F. B.; CARMO, R. F. Doença diarreica e condições de saneamento da população atendida pelo programa saúde da família no município de Lima Duarte – MG. **Revista APS**, Juiz de Fora, v. 14, n. 1, p. 19-27, 2011.

MUNOZ, A.; CRAIK, S.; KRESTA, S. Computational fluid dynamics for predicting performance of ultraviolet disinfection — sensitivity to particle tracking inputs. **Journal of Environmental Engineering Science**, Ottawa, n. 6, p. 285–301, 2007.

NOGUEIRA, A. et al. Qualidade microbiológica e química das águas de consumo humano do distrito de Bragança. **Revista Portuguesa de Saúde Pública**, Lisboa, v. 27, n. 1, p. 95-116, 2009.

O'REILLY, K.; LOUIS, E. The toilet tripod: Understanding successful sanitation in rural India. **Health & Place**, Oxford, n. 29, p. 43-51, 2014.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Relatório anual de 2008**. Brasília, 2009.

PEREIRA, P. S. et al. Avaliação da integridade ecológica de rios em áreas do zoneamento ecológico econômico do complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu, RJ, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 1, p. 157-168, 2012.

PETER-VARBANETSA, M. et al. Decentralized systems for potable water and the potential of membrane technology. **Water Research**, New York, v. 43, p. 245-265, 2009.

PIGNATTI, M. G.; CASTRO, S. P. A fragilidade/resistência da vida humana em comunidades rurais do Pantanal Mato-grossense, MT, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 1, p. 83-94, 2008.

PINTO, F. R. et al. Características da água de consumo animal na área rural da microbacia do Córrego Rico, Jaboticabal, SP. **Ars Veterinaria**, Jaboticabal, v. 26, n. 3, p. 153-159, 2010.

POULOS, C. et al. Consumer preferences for household water treatment products in Andhra Pradesh, India. **Social Science & Medicine**. Oxford, n. 76, p. 738-746, 2012.

RAMACHANDRA, T.; BHARATH, S.; BHARATH, A. Spatio-temporal dynamics along the terrain gradient of diverse landscape. **Journal of Environmental Engineering and Landscape Management**, Saskatoon, v. 22, n. 1, p. 50-63, 2014.

RESENDE, J. C. **Avaliação das águas de abastecimento da área rural do município de Bom Repouso, MG**. 2009. 132 p. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.

RIGOBELLO, E. S. et al. Removal of diclofenac by conventional drinking water treatment process and granular activated carbon filtration. **Chemosphere**, Oxford, n. 92, p. 184-191, 2013.

ROCHA, C. M. B. M. et al. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Caderno de Saúde Pública**, São Paulo, v. 22, n. 9, p. 1967-1978, 2006.

SANTOS, E. P. C. C. et al. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 361-370, 2007.

SOTO, F. R. M. et al. Programa de saneamento da água de poços rasos de escolas públicas rurais do município de Ibiúna-SP. **Revista Ciência em Extensão**, Assis, v. 3, n. 2, p. 10-20, 2007.

VASCONCELOS, V. M. M.; SOUZA, C. F. Caracterização dos atributos de qualidade da água do manancial Utinga, Belém, PA, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 305-324, 2011.

VIEIRA, P. et al. Avaliação de desempenho de estações de tratamento de água. **Águas & Resíduos**, Lisboa, v. 3, n. 9, p. 4-17, 2009.

ZHANG, G. et al. The control of land-use patterns for storm water management at multiple spatial scales. **Environmental Management**, New York, v. 51, p. 555-570, 2013.

CAPÍTULO 2: COAGULAÇÃO COM SEMENTE DE *MORINGA OLEIFERA* PREPARADA POR DIFERENTES MÉTODOS EM ÁGUAS COM TURBIDEZ DE 20 A 100 UNT

CHAPTER 2: COAGULATION WITH *MORINGA OLEIFERA* SEED PREPARED BY DIFFERENT METHODS IN WATER WITH TURBIDITY FROM 20 TO 100 UNT

RESUMO

A coagulação consiste na desestabilização das partículas coloidais presentes na água, formando flocos pelo processo de floculação e elevando sua velocidade de sedimentação. A semente de *Moringa oleifera* tem se mostrado eficiente para clarificação de águas, pois é composta por proteínas catiônicas de baixo peso molecular, as quais, quando solubilizadas agem como eficientes coagulantes. Objetivou-se identificar, dentre 3, o melhor método de preparação da semente de *M. oleifera*, o melhor tempo para sedimentação e a concentração ótima necessária para diferentes valores de turbidez. Foram preparadas concentrações de coagulante de 100 a 500 mg L⁻¹, para tanto, a semente foi triturada e diluída (método 1); seca, triturada, peneirada, diluída e filtrada (método 2); triturada, peneirada, diluída e filtrada (método 3). Foram então realizados ensaios Jartest, em triplicata para cada método em águas com turbidez próximas de 100 UNT. Após a mistura rápida (280 rpm), mistura lenta (40 rpm) e sedimentação (1 h), o sobrenadante foi coletado para nova medição de turbidez e cálculo da concentração ótima. Pelo método selecionado, o ensaio foi repetido para águas com turbidez de 20, 40, 60 80 e 100 UNT. A cinética de sedimentação foi realizada para 30, 60, 90 e 150 min. Não houve diferenças significativas entre as eficiências médias e os métodos de preparo do coagulante, no entanto, destaca-se o método 3, uma vez que a etapa de secagem não traz benefício ao processo e a filtração é interessante no sentido de evitar incrustações e incremento de matéria orgânica à água tratada. A adição de semente de *M. oleifera* produz significativo aumento na eficiência de remoção de turbidez em águas acima de 40 UNT. Para 60, 80 e 100 UNT, as concentrações de coagulante necessárias aumentam gradativamente. Nesse sentido, o método 3 foi o melhor método de preparação da semente de *M. oleifera* e deve ser utilizado em águas com turbidez acima de 40 UNT, seu tempo máximo para sedimentação foi de 129,6 min, para remoção de turbidez em 90,5%.

Palavras-chave: Tratamento de água. Jartest. Coagulante natural. Coagulação. *Moringa olerifera*.

ABSTRACT

Coagulation consists in destabilization of the colloidal particles present in the water, forming flakes by the flocculation process and increasing its sedimentation rate. *Moringa oleifera* seed has proven effective for water clarification as it is composed for cationic proteins of low molecular weight, which when solubilized acts as efficient coagulant. The objective was to identify, among 3, the best method of *M. oleifera* seed preparation, the best time to sedimentation and the optimal concentration needed for different turbidity values. Coagulant concentrations were prepared of 100 to 500 mg L⁻¹, the seed was crushed and diluted (method 1); dried, crushed, sieved, diluted and filtered (method 2); crushed, sieved, diluted and filtered (method 3). Then, Jartest tests were performed in triplicate for each method in water with turbidity close to 100 UNT. After rapid mixing (280 rpm), slow mixing (40 rpm) and sedimentation (1 h), the supernatant was collected for further measuring turbidity and calculating the optimal concentration. By the method selected, the test was repeated for water with turbidity of 20, 40, 60, 80 and 100 UNT. The sedimentation kinetics was carried out for 30, 60, 90 and 150 min. There were no significant differences among in mean efficiencies and the coagulant preparation methods, however, stands out the method 3, since the drying step is not beneficial to the process and the filtration is interesting to prevent incrustations and increase organic matter to treated water. The addition of *M. oleifera* seed produces a significant increase in the turbidity removal efficiency in water greater than 40 UNT. For 60, 80 and 100 UNT, the necessary coagulant concentration increases gradually. In this regard, method 3 was the best seed preparation method of *M. oleifera* and should be used in water with turbidity greater than 40 UNT, its maximum time for sedimentation was 129.6 min for the turbidity removal, in 90.5%.

Keywords: Water treatment. Jartest. Natural coagulant. Coagulation. *Moringa oleifera*.

1 INTRODUÇÃO

A coagulação consiste essencialmente na desestabilização das partículas coloidais e suspensas, presentes na água captada para o abastecimento. O objetivo da coagulação e da floculação, como via de consequência, é o de elevar significativamente a velocidade de sedimentação dos coloides presentes na água bruta. Os mecanismos intervenientes à coagulação podem ser denominados: compressão da dupla camada do coloide, pelo aumento da concentração de cátions; adsorção-desestabilização; varredura, pelo envolvimento ao precipitado; e formação de pontes químicas pela utilização de polímeros (LIBÂNIO, 2010).

No contexto sanitário, a importância da coagulação evidencia-se na remoção de partículas microscópicas, associadas aos microrganismos patogênicos, geralmente encontrados nas águas naturais e com velocidades de sedimentação muito reduzidas, ao passo que as dimensões variam de 2 a 4 μm para *Salmonella* e coliformes totais, 0,5 a 2,0 μm para vírus, 0,025 a 0,1 μm para os protozoários, 10 a 14 μm para cistos de *Giardia* e 4 a 6 μm para oocistos de *Cryptosporidium* (LIBÂNIO, 2010). Kawabata e Fuse (2005), utilizando copolímero de acrilamida com cloreto de vinilpiridínio N-benzil-4 constataram eficiente remoção de *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*.

Os coagulantes mais empregados nas estações de tratamento de água (ETAs) são inorgânicos, sais trivalentes de ferro e alumínio ou polímeros sintéticos. Apesar do desempenho e custo-eficácia comprovados dos coagulantes químicos, há ainda um certo teor de alumínio residual após o tratamento com sulfato de alumínio, que tem sido relacionado com a doença do Mal de Alzheimer (BUDD et al., 2004). Sendo assim, em vários países inúmeras plantas estão utilizando coagulantes/floculantes naturais, dos quais, alguns biopolímeros vêm sendo investigados mais intensamente, como é o caso da *Moringa oleifera*. São várias as espécies de plantas utilizadas, das quais, destacam-se as famílias: *Papilionideae*,

Cactaceae, Cappariaceae, Moringaceae, Tiliaceae, Anacardiaceae, Malvaceae, Annonaceae, Acanthaceae, Araceae (MENDES; COELHO, 2007).

A *M. oleifera* é uma árvore tropical com funções medicinais e alimentícias (folhas e frutos) cujas sementes são rusticamente utilizadas na região Nordeste do Brasil para clarificação de água para consumo humano. Suas sementes apresentam o melhor potencial de coagulação/floculação (NWAIWU; ZALKIFUL; RAUFU, 2012) do que as demais partes da planta, tais como folhas e vagens. Cerca de 40% da massa de sua semente é constituída por óleo comestível e proteínas catiônicas de baixo peso molecular, as quais, quando solublizadas em água agem como eficientes coagulantes para águas naturais e residuárias (AMAGLOH; BENANG, 2009; MARQUES et al., 2010). Segundo Reddy et al. (2011) a planta de *M. oleifera* contém aminoácidos, ácidos graxos, vitaminas e nutrientes glucosinolatos e fenólicos, que são grupos funcionais capazes de adsorver íons metálicos.

O uso das sementes de *M. oleifera* para a purificação de água é uma alternativa econômica (BONGIOVANI; VALVERDE; BERGAMASCO, 2013). Uma pequena dosagem desse biopolímero pode reduzir bastante o consumo de coagulantes químicos, apresentando como vantagens: geração de lodo biodegradável, manutenção do pH da água, altas eficiências na remoção de cor e turbidez, normalmente acima de 90% (NKURUNZIZA et al., 2009).

Vários estudos foram realizados para se obter a eficiência de *M. oleifera* como coagulante usando diferentes técnicas de extração na obtenção do ingrediente ativo. Mohamed et al. (2014) observaram que a secagem por congelamento e extração de *M. oleifera* por cloreto de potássio e nitrato de potássio diminui as dosagens ótimas do coagulante em 28 e 18%, respectivamente.

Nesse contexto, objetivou-se com este estudo identificar, dentre três, o melhor método de preparação da semente de *M. oleifera*, o melhor tempo de sedimentação e a concentração mais adequada para utilização na ETAc para diferentes valores de turbidez da água bruta.

2 MATERIAL E MÉTODOS

As sementes de *M. oleifera* foram adquiridas em empresa especializada na venda de sementes nativas. Foram testados três métodos distintos de preparo para os ensaios de coagulação, conforme Tabela 1 e Figura 1.

Tabela 1 Métodos de preparação da semente de *M. oleifera* utilizados

Procedimento	Método		
	1	2	3
Remoção da casca	X	X	X
Secagem em estufa a 50° C		X	
Trituração em moinho analítico	X	X	X
Peneiramento	X	X	X
Diluição em água deionizada	X	X	X
Agitação a 60 rpm por 2 min	X	X	X
Filtração a 125 µm.			X



Figura 1 Sementes de *M. oleifera* bruta, descascadas e triturada

Após a preparação, a semente de *M. oleifera* foi armazenada em dessecador e utilizada no prazo máximo de três dias, conforme sugerido por Cardoso et al. (2008), Katayon et al. (2006) e Valverde et al. (2014), uma vez que sua eficiência como coagulante guarda relação direta com o tempo de armazenamento.

Para definir a combinação coagulante-dosagem que maximize a remoção de turbidez presente na água, foram realizados no Laboratório de Qualidade de Água, do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, ensaios de coagulação/floculação em um aparelho Jarrest (Figura 2). A solução filtrada foi então utilizada como solução coagulante para esse ensaio.

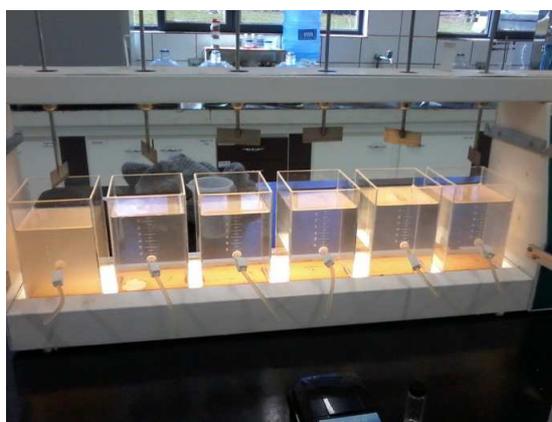


Figura 2 Ensaios de Jarrest com semente de *M. Oleifera*

Para tal, foram preparadas soluções de 100, 200, 300, 400 e 500 mg L⁻¹ de *M. oleifera* pelos três métodos supracitados. Essa faixa de concentração foi estabelecida com base nas concentrações de *M. oleifera* utilizadas na literatura para coagulação de água para consumo (entre 40 e 200 mg L⁻¹) (FRANCO; GABRIELA; PATERNIANI, 2012) e de água residuária (acima de 600 mg L⁻¹) (LO MONACO et al., 2012), uma vez que assume-se que a qualidade das águas residuárias é inferior à qualida da água de captação para tratamento e consumo humano, portanto a concentração de coagulante necessária para tratar águas residuárias é superior à concentração de coagulante para tratar água para consumo humano.

A água bruta utilizada para o ensaio foi coletada no reservatório de captação de água para tratamento e distribuição na UFLA. A turbidez da água

bruta foi sempre ajustada para valores próximos de 100 UNT por meio de diluição em água deionizada ou dissolução de porções de solo retiradas próximo à represa, a depender de sua turbidez inicial. Esse valor de turbidez foi fixado com base no padrão estabelecido pela Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº01 de 2008 para águas de classe 2, cujo uso para consumo humano após tratamento convencional é permitido (MINAS GERAIS, 2008).

Para o ensaio de Jarrest, foram transferidos 2 L de água bruta para cada um dos 6 jarros e ajustada a velocidade referente à mistura rápida (280 rpm, aproximadamente 900 s^{-1}). Em seguida, 100 mL das soluções coagulantes foram adicionadas aos jarros em rotação com o auxílio de provetas graduadas. Decorrido o tempo de mistura rápida de 2 min, foi ajustada a velocidade de mistura lenta em 40 rpm (55 s^{-1}), mantida pelo período de 30 min, após o qual o aparelho permaneceu desligado por 60 min para sedimentação. As amostras do sobrenadante foram coletadas em cada jarro, de forma a não suspender o material decantado, para medição da turbidez residual. Em todos os ensaios foi ainda realizada medição do pH da água bruta.

Para cada método foram realizados ensaios de coagulação/floculação em triplicata. Os valores médios foram analisados por meio do ajuste de polinômios de segundo grau, com a finalidade de calcular a concentração de *M oleifera* ideal para obtenção de maiores eficiências de remoção de turbidez pela derivada da equação ajustada.

Para avaliação estatística, aplicou-se os testes F e T *student* às eficiências médias observadas nos três métodos. Identificado o método mais eficiente para extração do coagulante, os ensaios foram repetidos, em triplicata, para águas com turbidez de 20, 40, 60, 80 e 100 UNT. Após, foi realizado o ensaio de cinética de sedimentação, utilizando a concentração ótima calculada para águas a 100 UNT e as mesmas rotações para mistura rápida e lenta, com coleta do sobrenadante nos tempos de 30, 60, 90 e 150 min (ABNT, 1992; LIBÂNIO, 2010).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 representa os resultados médios obtidos nos ensaios de coagulação utilizando a *M. oleifera* preparada pelos 3 métodos. Observa-se que a maior eficiência média de remoção de turbidez foi encontrada para o método 2 e a menor concentração de *M. oleifera* calculada diz respeito à preparação da semente pelo método 3, no entanto, não se observou diferença significativa pelos testes F e T *student*. Pela Figura 3, percebem-se bons ajustes dos polinômios de segundo grau aos dados observados pelos coeficientes de determinação próximos de 1, utilizados no cálculo da concentração ótima de coagulante.

O método 1 foi descartado por apresentar alto valor de concentração ótima de *M. oleifera*. Na operação de uma ETA, os sólidos provenientes da semente podem causar problemas de incrustações na tubulação entre as unidades floculadoras, decantadoras e filtros, além de ser responsável pela maior geração de lodo, e aumento da carga orgânica da água floculada, podendo causar inconvenientes em plantas que utilizam cloração como método de desinfecção, devido ao potencial de formação de trihalometanos (BHUPATAWAT; FOLKARD; CHAUDHARI, 2007). Por esse motivo, a etapa de filtragem foi considerada como importante no preparo do coagulante.

Embora a secagem seja largamente utilizada, como não se obteve diferença significativa entre os três métodos, optou-se por não aplicá-la, na intenção de simplificar a preparação do coagulante (FRANCO; GABRIELA; PATERNIANI, 2012; MARTÍN; GHEBREMICHAEL; HEREDIA, 2010). O pH médio da água foi de $7,59 \pm 0,16$, e conforme as informações disponíveis na literatura, não há a necessidade de variações do pH para otimizar a coagulação pela semente de *M. oleifera*, uma vez que o pH próximo da neutralidade é o ideal para sua ação (HEREDIA, 2009).

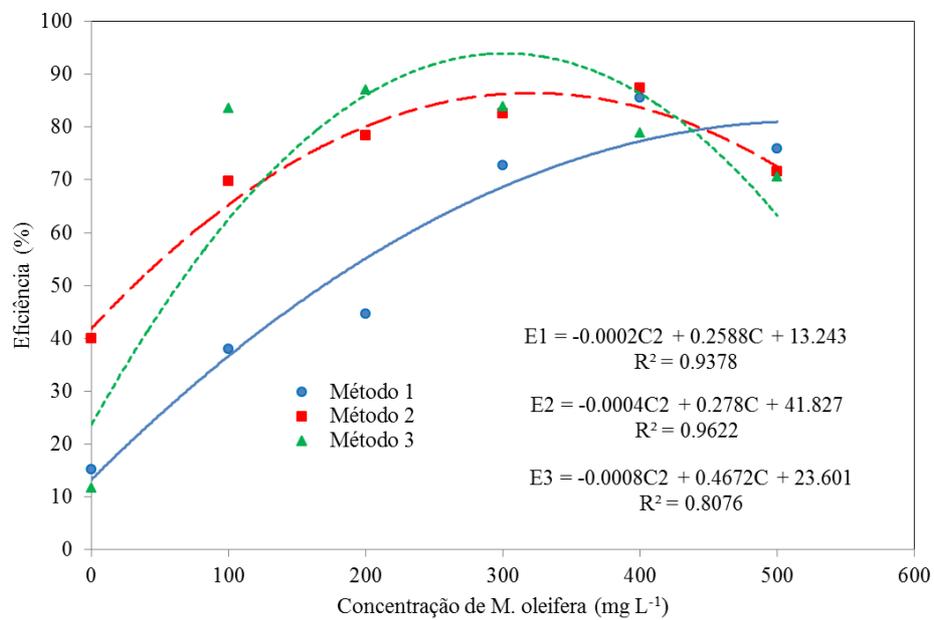


Figura 3 Eficiência da remoção da turbidez da água pelos três métodos de preparação da semente de *M. oleifera*

Tabela 2 Remoção da turbidez da água pelos três métodos de preparação da semente de *M. oleifera* e concentrações ótimas calculadas

Metodologia preparação da semente de <i>M. leifera</i>	Concentração (mg L ⁻¹)	Turbidez média (UNT)	coeficiente de variação (%)	Eficiência média (%)	coeficiente de variação (%)	Concentração ótima calculada (mg L ⁻¹)
1	água bruta	100,5±7,5	7,5			
	0,0	85,0±3,0	3,5	15,2±4,7	31,2	
	100,0	61,5±6,0	9,8	38,0±15,0	39,4	
	200,0	55,0±5,0	9,1	44,6±12,9	28,9	498,2
	300,0	26,8±5,8	21,5	72,8±11,0	15,1	
	400,0	14,2±3,4	23,9	85,5±6,3	7,4	
	500,0	24,0±2,0	8,3	75,8±5,4	7,1	
2	água bruta	93,4±0,6	0,6			
	0,0	56,0±4,2	7,6	40,0±4,9	12,3	
	100,0	28,3±6,7	23,8	69,7±7,4	10,6	
	200,0	20,1±7,2	35,9	78,5±7,9	10,0	314,8
	300,0	16,4±1,9	11,7	82,5±2,2	2,6	
	400,0	11,9±1,3	11,3	87,3±1,5	1,7	
	500,0	26,5±6,9	26,1	71,6±7,6	10,6	
3	água bruta	101,9±2,1	2,1			
	0,0	90,0±2,0	2,2	11,7±0,1	1,2	
	100,0	16,8±3,9	23,2	83,6±2,4	2,8	
	200,0	13,3±3,5	26,6	87,0±2,2	2,5	292,0
	300,0	16,5±2,1	12,9	83,8±1,1	1,4	
	400,0	21,5±2,1	9,9	78,9±1,0	1,3	
	500,0	30,0±2,8	9,4	70,6±1,4	1,9	

A Tabela 3 e a Figura 4 representam os resultados dos ensaios de Jarrest realizados em águas com turbidez próxima de 20, 40, 60, 80 e 100 UNT utilizando o método 3 de preparação da semente de *M. oleifera*. Para águas a 20 UNT, percebe-se que a utilização de coagulante aumenta a turbidez da água após a coagulação/floculação. Para a turbidez de 40 UNT a utilização do coagulante não altera o resultado final, a 60, 80 e 100 UNT, a adição de semente de *M. oleifera* contribui para maior eficiência de remoção de turbidez após o ensaio.

Isso pode ser explicado pela relação entre a quantidade de coloides em suspensão na água e a quantidade de coagulante adicionado. Em águas com turbidez até 20 UNT, a quantidade de coloides em suspensão é pouca e a adição do coagulante provoca aumento de sólidos suspensos, provenientes do próprio coagulante. Na 40 UNT já se observou coagulação dos coloides presentes na água, porém o aumento da eficiência de remoção de turbidez foi muito baixo (1,4%). A partir de 60 UNT, a quantidade de coloides em suspensão presentes na água bruta justifica a adição de coagulante, possibilitando a formação dos flocos e maior eficiência de sedimentação.

Pela Figura 4, observa-se que à medida que aumenta a turbidez da água bruta, maior é a eficiência no ponto ótimo da curva e maior a concentração de coagulante. Nesse sentido, para turbidez afluyente até 40 UNT, não é recomendada a adição de coagulante, enquanto que para 60, 80 e 100 UNT, as concentrações de coagulante necessárias aumentam gradativamente.

Tabela 3 Clarificação por coagulação/floculação da água a turbidez de 20 a 100 UNT por semente de *M. oleifera* preparada pelo método 3

Faixa de turbidez da água bruta (UNT)	Concentração (mg L ⁻¹)	Turbidez média após o ensaio (UNT)	Coefficiente de variação (%)	Eficiência média (%)	Coefficiente de variação (%)	Concentração ótima calculada (mg L ⁻¹)
20,0	água bruta	22,9±0,6	2,6			
	0,0	7,7±0,8	9,8	66,7±3,4	5,1	
	100,0	10,5±1,4	12,9	54,5±6,7	12,2	
	200,0	12,0±2,0	16,3	48,0±10,1	21,1	-
	300,0	15,1±1,1	7,3	34,1±4,4	12,7	
	400,0	14,9±0,2	1,0	35,1±3,3	9,5	
	500,0	15,5±0,5	3,2	32,2±5,6	17,4	
40,0	água bruta	40,3±0,4	1,1			
	0,0	16,4±4,3	26,4	59,4±11,1	18,7	
	100,0	15,0±4,2	27,9	62,8±10,7	17,1	
	200,0	17,2±4,2	24,3	57,4±10,8	18,8	-
	300,0	16,3±2,5	15,2	59,6±6,6	11,0	
	400,0	17,0±1,4	8,3	57,8±3,1	5,3	
	500,0	16,5±0,7	4,3	59,0±2,2	3,7	
60,0	água bruta	63,8±0,1	0,2			203,0
	0,0	38,9±1,3	3,2	39,1±1,9	4,8	
	100,0	11,0±1,4	12,9	82,8±1,6	1,9	
	200,0	13,0±1,4	10,9	79,6±1,6	2,0	
	300,0	21,0±1,4	6,7	67,1±1,5	2,3	
	400,0	32,1±6,9	21,6	49,7±7,6	15,3	
	500,0	39,5±2,1	5,4	38,1±2,3	5,9	

Continuação...

Faixa de turbidez da água bruta (UNT)	Concentração (mg L⁻¹)	Turbidez média após o ensaio (UNT)	Coefficiente de variação (%)	Eficiência média (%)	Coefficiente de variação (%)	Concentração ótima calculada (mg L⁻¹)
80,0	água bruta	82,0±3,0	3,6			265,9
	0,0	50,0±2,8	5,7	39,6±0,9	2,2	
	100,0	14,5±0,7	4,9	82,3±0,2	0,2	
	200,0	21,0±1,4	6,7	74,4±0,6	0,8	
	300,0	27,5±6,4	23,1	66,6±4,6	7,0	
	400,0	31,0±2,8	9,1	62,2±1,5	2,4	
	500,0	36,0±1,4	3,9	56,1±0,1	0,2	
100,0	água bruta	101,9±3,0	2,9			292,0
	0,0	90,0±2,8	3,1	11,7±0,1	1,2	
	100,0	16,8±3,9	23,2	83,6±2,4	2,8	
	200,0	13,3±3,5	26,6	87,0±2,2	2,5	
	300,0	16,5±2,1	12,9	83,8±1,1	1,4	
	400,0	21,5±2,1	9,9	78,9±1,0	1,3	
	500,0	30,0±2,8	9,4	70,6±1,4	1,9	

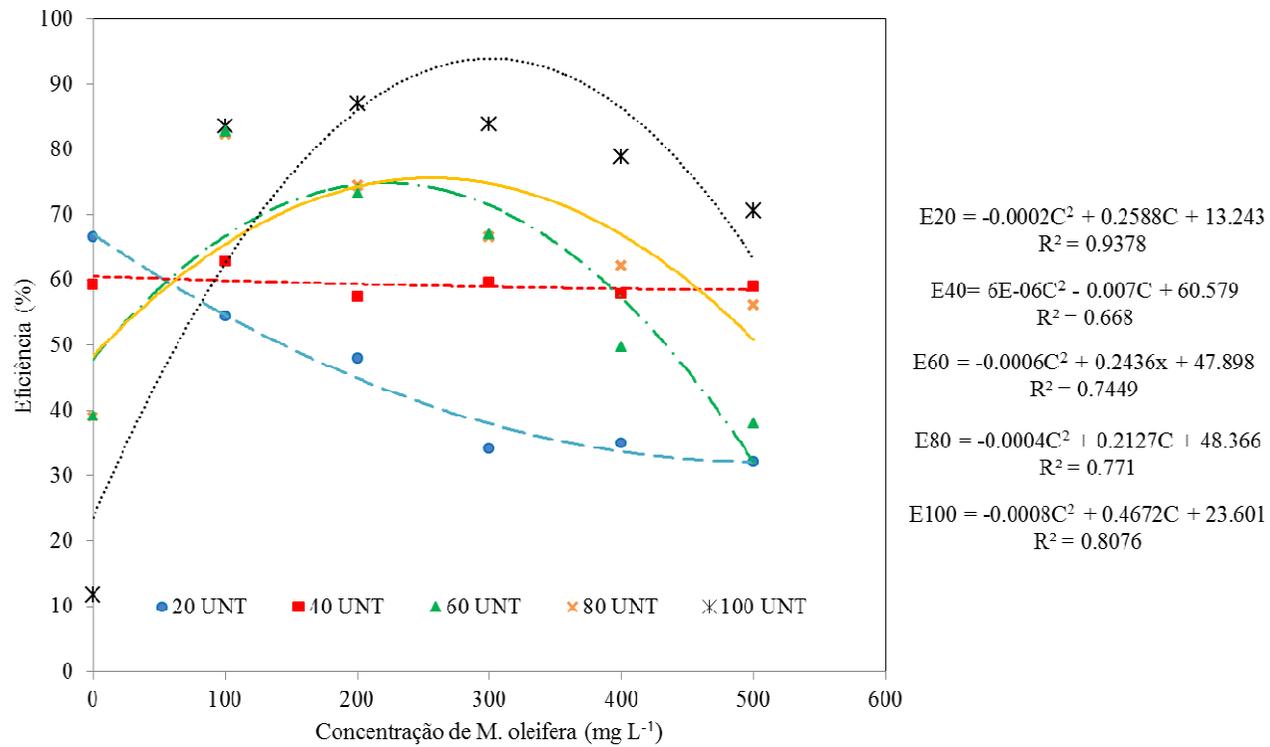


Figura 4 Eficiência da remoção da turbidez da água a diferentes concentrações iniciais por semente de *M. oleifera* preparada pelo método 3

Observa-se na Figura 5 e Tabela 4 que para tempos de sedimentação superiores a 120 min não ocorreu acréscimo significativo na eficiência de remoção de turbidez (90,5%), sendo, portanto, esse o tempo máximo necessário para sedimentação dos flocos formados. Resultado semelhante foi também observado por Cardoso et al. (2008). Pelo ponto máximo da curva ajustada aos dados observados, pode-se dizer que o tempo ideal para máxima sedimentação foi de 129,6 min.

Tabela 4 Cinética de sedimentação após coagulação/floculação com semente de *M. oleifera* preparada pelo método 3

Tempo (min)	Eficiência (%)
30	75,4±3,1
60	83,0±2,1
90	88,0±1,3
120	89,0±1,3
150	90,0±1,3

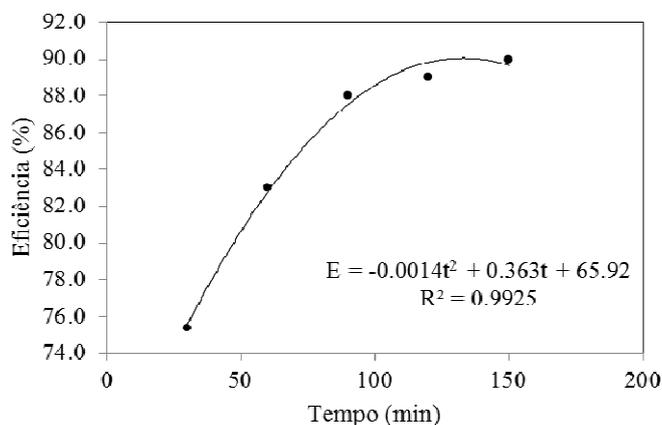


Figura 5 Curva de sedimentação após coagulação/floculação com semente de *M. oleifera* preparada pelo método 3

A Tabela 5 representa uma comparação dos relatos na literatura com os resultados aqui obtidos neste estudo. Observa-se que a extração do agente coagulante da semente de *M. oleifera* pode ser realizada de diversas formas, sendo a secagem, trituração e filtração os processos presentes em muitos estudos. As concentrações ótimas relatadas na literatura são em média da ordem de 250 mg L⁻¹ de semente de *M. oleifera* e a eficiência média de remoção de turbidez em torno de 80%, como valores próximos aos encontrados neste estudo.

A utilização de semente de *M. oleifera* em concentrações mais baixas (50 mg L⁻¹), juntamente ao processo de filtração, resultam em altas eficiências de remoção de turbidez (SANTOS; VIEIRA; BERGAMASCO, 2013), enquanto que altas concentrações (640 mg L⁻¹), como observado por Lo Monaco et al. (2012), são utilizadas em tratamento de água residuária, nas quais os valores de turbidez são significativamente mais altos que em águas naturais.

Tabela 5 Comparação entre métodos de preparação, concentrações da semente de *M. oleifera* e eficiências de remoção de turbidez publicadas

Método de preparação da semente	Quantidade utilizada (mg L ⁻¹)	Eficiência de remoção	Autor
Trituração, diluição em etanol 95%, agitação, centrifugação, secagem a 60° C, diluição em acetato de amônio (10mM), agitação, centrifugação, Permutação de íons CM-sepharose, diluição em NaCl,	1,00 (expresso em carbono orgânico dissolvido)	67% de turbidez	Martín, Ghebremicha e Heredia (2010)
Secagem, trituração a 0,8 mm, agitação e filtragem a 125 µm e estocagem	131	89% de turbidez e 86 % de cor aparente após pré filtragem	Franco, Gabriela e Paterniani (2012)

Continuação...

Método de preparação da semente	Quantidade utilizada (mg L⁻¹)	Eficiência de remoção	Autor
Trituração, diluição em solução de NaCl (1M), agitação filtragem a 0,45 µm	15,7 – 251,8	80% de Lauril sulfato de sódio	Heredia e Martin (2009)
Trituração em liquidificador, filtragem a 1 mm, estocagem, diluição em Ca(OH) ₂	640	97,5% de turbidez	Monaco et al. (2012)
Secagem, trituração em liquidificador doméstico, diluição em NaCl 1M, agitação, filtração a 0,45 µm	50	99% de turbidez após filtração em carvão ativado	Santos, Vieira e Bergamasco (2013)
Trituração, diluição, agitação e filtração à vácuo	150	80% de turbidez	Paterniani, Mantovani e Sant'anna (2009)
Trituração, peneiramento a 2,38 mm, diluição em água deionizada e filtração	292,0	90,5 de turbidez	Este estudo

4 CONCLUSÕES

- Dentre os três métodos testados de preparação da semente de *M. oleifera* para coagulação/floculação, o que apresentou melhor desempenho, com eficiência máxima de 87,0% e concentração ideal de *M. oleifera* calculada de 292,0 m L⁻¹, corresponde à remoção da casca, trituração a 2,38 mm, diluição em água deionizada, agitação e filtragem a 125 µm (método 3).
- A adição de semente de *M. oleifera* produz significativo aumento na eficiência de remoção de turbidez em águas com turbidez na faixa de 40 a 100 UNT e as concentrações de coagulante necessárias aumentam gradativamente.
- Pelo método 3 e a turbidez inicial de 100 UNT, são necessários, no máximo 90 min para remoção da turbidez em máxima eficiência de 90,5%.

REFERÊNCIAS

- AMAGLOH, F. K.; BENANG, A. Effectiveness of *Moringa oleifera* seed as coagulant for water purification. **African Journal of Agricultura Research**, Navrongo, v. 4, n. 1, p. 119-123, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 18 p.
- BHUPTAWAT, H.; FOLKARD, G. K.; CHAUDHARI, S. Innovative physico-chemical treatment of wastewater incorporating *Moringa oleifera* seed coagulant. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, n. 142, p. 477-482, 2007.
- BONGIOVANI, M. C.; VALVERDE, K. C.; BERGAMASCO, R. Utilização do processo combinado coagulação/floculação/uf como processo alternativo ao tratamento convencional utilizando como coagulante a *Moringa oleifera lam*. **Forum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 9, n. 11, p. 65-76, 2013.
- BUDD, G. C. et al. Coagulation applications for new treatment goals. **Journal of American Water Works Association**, Danvers, v. 96, n.2, p. 102-113, 2004.
- CARDOSO, K. C. et al. Otimização dos tempos de mistura e decantação no processo de Coagulação/floculação da água bruta por meio da *Moringa oleifera Lam*. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 30, n. 2, p. 193-198, 2008.
- FRANCO, M.; GABRIELA, S. K.; PATERNIANI, J. S. Water treatment by multistage filtration system with natural coagulant from *Moringa oleifera* seeds. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 32, n. 5, p. 989-997, 2012.
- HEREDIA, B. J.; MARTIN, J. S. Removal of sodium lauryl sulphate by coagulation/floculation with *Moringa oleifera* seed extract. **Journal of Harzadous Materials**, Oxford, n. 164, p. 713-719, 2009.
- KATAYON, S. M. J. et al. Effects of storage conditions of *Moringa oleifera* seeds on its performance in coagulagion. **Bioresource Technology**, Essex, n. 97, p. 1455-1460, 2006.
- KAWABATA, N.; FUSE, T. Coagulation and sedimentation of bacteria using a highly biodegradable polymeric coagulant. **Journal of Applied Polymer Science**, New York, v. 100, p. 1618–1623, 2005.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LO MONACO, P. A. V. et al. Ação coagulante do extrato de sementes de moringa preparado em diferentes substâncias químicas. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v. 20, n. 5, p. 453-459, 2012.

MARQUES, M. E. H. P. et al. Perspectiva do uso da *Moringa oleifera* no Tratamento de água artesanal na região sitio baixa I. no município de Inajá-PE. In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO, 10., 2010, Recife. **Anais...** Recife: UFRPE, 2010. 1 CD ROM.

MARTÍN, S. J.; GHEBREMICHAEL, K.; HEREDIA, J. B. Comparison of single-step and two-step purified coagulants from *Moringa oleifera* seed for turbidity and DOC removal. **Bioresource Technology**, Essex, n. 101, p. 6259-6261, 2010.

MENDES, F.; COELHO, N. Estudo do uso da *Moringa oleifera* para remoção de prata e manganês em águas. **Horizonte Científico**, Uberlândia, v. 1, n. 1, p. 1-18, 2007.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 21nov. 2013.

MOHAMED, E. H. et al. Influence of extraction and freeze-drying durations on the effectiveness of *Moringa oleifera* seeds powder as a natural coagulant. **Desalination and Water Treatment**, p. 1-7, 2014. Disponível em: <http://www.deswater.com/in_press/946713.pdf>. Acesso em: 22 nov. 2014

NKURUNZIZA, T. et al. The effect of turbidity levels and *Moringa oleifera* concentration on the effectiveness of coagulation in water treatment. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 58, n. 8, p. 1551-1558, 2009.

NWAIWU, N. E.; ZALKIFUL, M. A.; RAUFU, I. A. Seeking an alternative antibacterial and coagulation agent for household water treatment. **Journal of**

Applied Phytotechnology in Environmental Sanitation, Surabaya, v. 1, n. 1, p. 1-9, jan. 2012.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de *Moringa oleifera* para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 6, p. 765–771, 2009.

REDDY, D. H. K. et al. Biosorption of Ni(II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent. **Desalination**, Amsterdam, v. 268, n. 1, p. 150–157, 2011.

SANTOS, T. R. T.; VIEIRA, M. F.; BERGAMASCO, R. Uso do coagulante natural moringa oleifera lam no processo combinado de coagulação/ floculação/ adsorção para minimização da formação de trihalometanos. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, v. 9, n. 11, p. 131-141, 2013.

VALVERDE, K. C. et al. Avaliação do tempo de degradação do coagulante natural moringa oleifera lam em pó no tratamento de água superficial. **e-xacta**, Belo Horizonte, v. 7 n. 1, p. 75-82. 2014.

**CAPÍTULO 3: ADSORÇÃO DE FE E MN EM CARVÃO ATIVADO
PREPARADO COM RESÍDUOS AGRÍCOLAS E ALGA MARINHA
*LITHOTHAMNIUM CALCAREUM***

**CHAPTER 3: ADSORPTION OF FE AND MN IN ACTIVATED
CHARCOAL PREPARED WITH AGRICULTURAL RESIDUE AND
SEAWEED *LITHOTHAMNIUM CALCAREUM***

RESUMO

Na filtração de água para consumo humano obtém-se maiores eficiências quando se potencializa o processo de adsorção, o qual consiste na separação por transferência de massa entre um soluto diluído e outro sólido adsorvente. Nesse sentido, as algas marinhas têm sido estudadas e alguns resíduos agrícolas mostram-se viáveis na produção de carvão ativado. Nesse contexto objetivou-se caracterizar e avaliar a capacidade adsorviva de Fe e Mn na mistura de alga marinha *Lithothamnium calcareum* e areia, e no carvão ativado produzido com resíduos agrícolas para utilização em filtros multicamadas no tratamento de água para consumo. O carvão ativado foi preparado com biomassa de palha de arroz e casca de café impregnados com cloreto de zinco e ativado em atmosfera inerte a 500°C por 3 h. O potencial adsorvivo de misturas de areia e alga marinha nas proporções 25, 50, 75 e 100% de alga, e do carvão ativado produzido foram avaliados nos ensaios de sorção com soluções de Fe (II) e Mn (II) em concentrações na faixa de 0 a 100 mg L⁻¹. A cinética de sorção foi realizada na concentração de 5,0 mg L⁻¹ de Fe (II) e Mn (II) em intervalos de 30 min após agitação. Foram ajustadas as isotermas de Linear, Freundlich, Lagmuir e Sips. A mistura de areia e alga marinha a 50% proporcionou concentrações de equilíbrio de Fe menores que os padrões de potabilidade, sendo necessários 90 min para o equilíbrio, o modelo de melhor ajuste foi o de Langmuir e o maior valor adsorvido de 712,5 mg kg⁻¹. A quantidade de Fe (II) adsorvida no carvão ativado manteve-se constante após apenas 30 min de contato e, para o Mn, 3 horas de contato foram necessárias para estabilização da concentração de equilíbrio, com bons ajustes à equação de Elovich. Os Melhores ajustes foram observados para isotermas de Freundlich na sorção de Fe (II) e Mn (II) . Os máximos adsorvidos são da ordem de 725,50 e 611,25 mg kg⁻¹ de Fe (II) e Mn (II), respectivamente. A utilização de alga marinha *Lithothamnium calcareum* e do carvão ativado produzido mostraram-se eficientes na adsorção desses metais, apresentando potencial para serem aplicados em filtros multicamadas, por remover quantidades significativas de Fe (II) e Mn (II) diminuindo a cor da água distribuída.

Palavras-chave: Ensaio de sorção. Filtração. Tratamento de água. *Lithothamnium calcareum*. Palha de arroz. Casca de café.

ABSTRACT

In the water filtration for human consumption, higher efficiencies are obtained when it enhances the adsorption process, which consists in the separation by mass transfer between a dilute solution and another solid adsorbent. In this sense, seaweeds have been studied and some agricultural residues show to be viable in the activated charcoal production. In this context, the objective was to characterize and evaluate the adsorption capacity of Fe and Mn in the mix of seaweed *Lithothamnium calcareum* and sand and in the activated charcoal made from agricultural residues for use in multi-layer filters for the treatment of drinking water. The activated charcoal was prepared with biomass of rice straw and coffee husk impregnated with zinc chloride and activated in an inert atmosphere at 500 ° C per 3 h. The adsorptive potential of mixtures of sand and seaweed in the proportions 25, 50, 75 and 100% seaweed, and activated charcoal produced were evaluated in the sorption test with solutions Fe (II) and Mn (II) in concentrations in the range from 0 to 100 mg L⁻¹. Sorption kinetics was performed at a concentration of 5.0 mg L⁻¹ of Fe (II) and Mn (II) in intervals of 30 min after stirring. The isotherms of Linear, Freundlich, Langmuir and Sips were adjusted. The mixture of sand and seaweed to 50% provided the Fe equilibrium concentrations lower than the potability standards, requiring 90 min for balance, the best fit model was the Langmuir and the highest value adsorbed of 712.5 mg kg⁻¹. The amount of Fe (II) adsorbed on activated charcoal remained constant after only 30 minutes of contact and, for the Mn, 3 hours of contact were required for stabilization of the equilibrium concentration with good fits to Elovich equation. The Best adjustments were observed for isotherms Freundlich in the sorption of Fe (II) and Mn (II). The maximum adsorbed are of the order 725.50 and 611.25 mg kg⁻¹ of Fe (II) and Mn (II), respectively. The use of seaweed *Lithothamnium calcareum* and activated charcoal produced proved to be efficient in the adsorption of these metals, have potential to be used in multilayer filters, to remove significant amounts of Fe (II) and Mn (II) reducing the color of the water distributed.

Keywords: Sorption test. Filtration. Water treatment. *Lithothamnium calcareum*. Rice straw. Coffee husks.

1 INTRODUÇÃO

A filtração de água constitui-se no processo cuja função primordial está relacionada com a remoção de partículas responsáveis pela cor e turbidez, permitindo melhores eficiências no processo de desinfecção na inativação de microrganismos patogênicos. A necessidade dessa etapa no tratamento de água para consumo está consolidada pelo Ministério da Saúde pela portaria 2.914/2011 (BRASIL, 2011) e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA). Dentro de um filtro podem ocorrer os seguintes mecanismos: coagem; sedimentação; interceptação; difusão; forças hidrodinâmicas; impacto inercial; aderência e adsorção (forças de van der Waals e forças eletrostáticas) (LIBÂNIO, 2010).

Na separação por adsorção ocorre transferência de massa entre os componentes de uma mistura, sendo um composto diluído em uma fase fluida e outro sólido adsorvente. A adsorção é um processo eficiente e econômico com baixo consumo de energia, que vem despertando grandes interesses em relação à pesquisa de novos materiais que possam ser utilizados como adsorventes. Quando esse processo se dá em adsorvente orgânico, é denominado de bioadsorção (BRANDÃO, 2006). Dentre os materiais empregados com bioadsorventes pode-se citar o carvão ativado, resíduos orgânicos tratados e alguns tipos de algas marinhas.

A grande disponibilidade e o baixo custo dos resíduos agrícolas têm despertado interesses para utilização na adsorção de contaminantes. O Brasil se destaca na produção de grãos, cana-de-açúcar, óleos vegetais, côco, café, madeira, dentre outros. A maioria dos resíduos agrícolas mostra-se viável na utilização como adsorventes e na produção de carvão ativado de alta qualidade (BELISÁRIO et al., 2009).

A produção de carvão ativado vem sendo estudada no sentido de se obter menores temperaturas e tempos de pirólise, visando à economia no processo de fabricação. Ainda, são diversos os agentes ativadores estudados (hidróxido de potássio, hidróxido de sódio, carbonato de potássio, cloreto de ferro, cloreto de zinco), bem como a temperatura e tempo de ativação (FIGUEIREDO et al., 2011; MARTINS et al., 2007; QIAN et al., 2013; RAMOS et al., 2009).

No que diz respeito à qualidade de água, o Fe e Mn são provenientes do escoamento superficial e consequente lixiviação desses metais constituintes das rochas e minerais próximos ao recurso hídrico, com suas concentrações aumentadas em períodos chuvosos. Em condições naturais ocorrem principalmente, na forma de hidrocarbonetos, sulfatos, cloretos, combinações com compostos de húmus e na forma de fosfatos. Em reservatórios, a concentração desses metais tende a aumentar com a profundidade, devido à diminuição do oxigênio dissolvido e sua consequente disponibilização na forma reduzida. Em Estações de Tratamento de Água (ETA), a adição de coagulante colreto de ferro pode também ser uma fonte de Fe. Sua presença na água distribuída pode causar incrustações na tubulação e alterar a cor e o sabor, resultando em rejeição pelo consumidor (ZAW; CHISWELL, 1999).

Nesse contexto, objetivou-se com este estudo caracterizar e avaliar a capacidade adsorptiva de ferro e manganês na mistura de alga marinha *Lithothamnium calcareum* e areia, e carvão ativado produzido com resíduos agrícolas para utilização em filtros multicamadas no tratamento de água para consumo humano.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Os adsorventes empregados neste estudo consistiu de misturas de areia com a alga marinha *Lithothamnium calcareum* (Figura 1) e carvão ativado produzido com rejeitos agrícolas (Figura 2). A areia empregada neste estudo foi extraída das margens do curso da água de superfície do município de Itumirim, MG. A alga marinha é um sedimento de origem orgânica que funciona como um biocatalizador natural. Na forma granular apresenta estrutura muito porosa que lhe confere elevada superfície específica, e seu processamento na forma de pó muito fino permite reação imediata no processo de sorção. A Tabela 1 representa a composição química da alga marinha *Lithothamnium calcareum* utilizada.



Figura 1 Alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Tabela 1 Composição química da alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Elemento	Unidade	Valores	Elemento	Unidade	Valores
F	mg L ⁻¹	840,00	Fe	%	0,23
As	mg L ⁻¹	4,00	K	%	0,05
Se	mg L ⁻¹	< 1,00	La	mg L ⁻¹	90,00
Sb	mg L ⁻¹	< 1,00	Li	mg L ⁻¹	6,50
Hg	µg L ⁻¹	< 50,00	Mg	%	2,00
Cl	mg L ⁻¹	2029,00	Mn	%	0,02
S	mg L ⁻¹	> 5000,00	Mo	mg L ⁻¹	< 1,00
Ag	mg L ⁻¹	< 1,00	Na	%	0,26
Al	%	0,85	Ni	mg L ⁻¹	1,60
B	mg L ⁻¹	27,00	P	%	0,03
Ba	mg L ⁻¹	44,00	Pb	mg L ⁻¹	4,30
Be	mg L ⁻¹	< 1,00	Sc	mg L ⁻¹	< 1,00
Bi	mg L ⁻¹	< 10,00	Sn	mg L ⁻¹	< 10,00
CaO	%	46,70	Sr	mg L ⁻¹	1776,00
Ca	%	> 10,00	Ti	%	0,02
Cd	mg L ⁻¹	< 1,00	V	mg L ⁻¹	< 3,00
Co	mg L ⁻¹	< 3,00	W	mg L ⁻¹	< 10,00
Cr	mg L ⁻¹	4,80	Y	mg L ⁻¹	6,20
Cu	mg L ⁻¹	3,80	Zn	mg L ⁻¹	7,00
Zr	mg L ⁻¹	5,10			

A areia e a alga marinha empregadas na construção do filtro, na proporção de 50% em massa, foram previamente peneiradas para a construção da curva granulométrica e do coeficiente de uniformidade. Para a construção da curva granulométrica, 100g de areia e de alga foram lavadas e, após secagem, foram passadas em um jogo de peneiras com aberturas variando de 0,25 a 2,5 mm, permitindo assim a obtenção dos pontos da curva de distribuição granulométrica. Com base na curva granulométrica, foram obtidos os tamanhos efetivos dos menores grãos em 40% (D₄₀) e 90% do peso total da areia (D₉₀); da porcentagem do material aproveitável (PAA), refugo fino (PRF), refugo grosso (PRG) e do coeficiente de uniformidade (CU), conforme as equações 1, 2, 3 e 4.

$$PAA = 2(Y - X) \quad (1)$$

$$PRF = 1,2X - 0,2Y \quad (2)$$

$$PRG = 1,8Y - 0,8X \quad (3)$$

$$CU = D_{40}/D_{90} \quad (4)$$

em que: X e Y = porcentagens em peso dos materiais abaixo do tamanho efetivo D_{90} e D_{40} , respectivamente.

No preparo do carvão ativado foram realizadas duas etapas: a pirólise e a ativação. A pirólise é a etapa em que elementos, tais como hidrogênio e oxigênio, são eliminados da matéria orgânica, produzindo um esqueleto carbonoso com uma estrutura porosa latente. A ativação é o processo que consiste na remoção de reagentes químicos adicionados na impregnação (anterior à pirólise), expondo a estrutura porosa. Esses efeitos combinados resultam na ampliação do tamanho dos microporos (FLORIDO, 2009).

O carvão ativado empregado no filtro foi preparado utilizando a biomassa de palha de arroz e a casca de café (Figura 4). Para tal, os resíduos foram impregnados a 90°C com ZnCl_2 na proporção de 1:1, secos a 100°C até obtenção de massa constante e ativada em atmosfera inerte (gás nitrogênio à uma vazão de 100 mL min^{-1}), em forno tubular horizontal, a 500°C por 3 h, à uma taxa de aquecimento de $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ (Figura 3).



Figura 2 Carvão ativado granulado obtido da biomassa de palha de arroz e a casca de café



Figura 3 Sequência da produção do carvão ativado granulado

O potencial adsorptivo da mistura de areia e alga marinha em 50% e do carvão ativado produzido foram avaliados nos ensaios de sorção segundo a metodologia descrita por Oliveira et al. (2013). Para tal, foram empregadas soluções preparadas com íons de Fe e Mn (sulfato ferroso amoniacal e permanganato de potássio), principais elementos solúveis responsáveis por alterações na cor da água de consumo.

Em triplicata, foram colocados 2,0 g de cada material adsorvente (carvão ativado e mistura de alga e areia) em frascos de centrífuga Centribio e adicionados 15,0 mL de solução de Fe (II) e Mn (II) com concentrações conhecidas. As suspensões foram agitadas a 60 rpm em uma mesa orbital pelo tempo identificado no ensaio de cinética de sorção, e posteriormente centrifugadas a 2000 rpm por 5 min. Após a centrifugação e filtração, coletou-se os sobrenadantes, os quais foram acondicionados em frascos de vidro e mantidos em incubadora modelo Solab 200/364 à temperatura constante de 20°C, por, no máximo, 3 dias para

determinação das concentrações de equilíbrio. A determinação da concentração de Fe (II) e Mn (II) no sobrenadante foi feita por um fotômetro de bancada multiparâmetro Hanna Instruments, pelos métodos fenantrolina e oxidação com periodato de potássio, respectivamente. As concentrações adsorvidas nos materiais ensaiados foram quantificadas pela Equação (2).

$$S = (C_i - C_e) \frac{\text{Vol}}{m} \quad (2)$$

em que: S = concentração de Fe (II) e Mn (II) adsorvido ao material (mg g^{-1}); C_i e C_f = concentração inicial e final de Fe (II) e Mn (II) em solução (mg L^{-1}); m = massa da mistura de areia e alga (g) e Vol = volume da solução adicionada à cubeta (L).

Com a finalidade de se determinar o tempo mínimo para o equilíbrio entre o Fe (II) e Mn (II) em solução com o adsorvente, foi realizado o ensaio da cinética de sorção, para o qual utilizou-se concentração de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ de Fe (II) e Mn (II), e as coletas do sobrenadante foram realizadas em triplicata e em intervalos de 30 min após agitação por um período de 4 horas. Para tal, o modelo de Elovich (Sparks, 1989) foi ajustado aplicado aos resultados, conforme equação 3.

$$S_{(\text{calc})} = (1/Y) \ln (XY) + (1/Y) \ln t \quad (3)$$

em que $S_{(\text{calc})}$ = quantidade relativa sorvida (mg kg^{-1}); t = tempo de equilíbrio (min); X e Y = constantes da equação ($\text{mg kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$) e (kg mg^{-1}), respectivamente.

O menor período de tempo no qual ocorreu o equilíbrio da quantidade adsorvida com o tempo foi então adotado para os ensaios de sorção, com concentrações de 0, 2, 4, 6, 8, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 80 e 100 mg L^{-1} . Na sequência, foram ajustadas as isotermas de sorção para os modelos linear e Freundlich, Langmuir e Sips empregando na estimativa dos parâmetros o método da minimização da soma dos quadrados dos desvios, utilizando a rotina

Solver®, conforme as equações 4, 5, 6 e 7. O ajuste das isotermas aos dados observados foi avaliado pelo coeficiente de determinação.

$$S_{(\text{calc})} = K_d C_e \quad (4)$$

$$S_{(\text{calc})} = K_d C_e^{1/n} \quad (5)$$

$$S_{(\text{calc})} = \frac{K_L C_e S_m}{1 + K_L C_e} \quad (6)$$

$$S_{(\text{calc})} = \frac{S_m (K_s C_e)^{1/n_s}}{1 + K_s C_e^{1/n_s}} \quad (7)$$

em que: S = quantidade de soluto adsorvido (mgkg^{-1}); C_e = concentração de equilíbrio no sobrenadante (mg L^{-1}); K_d = coeficiente de partição; K_f e n = coeficientes empíricos do modelo potencial da isoterma de Freundlich; K_L = constante relacionada à energia de ligação soluto-superfície adsorvente do modelo potencial da isoterma de Lagmuir; S_m = máxima adsorção (mgkg^{-1}); K_s e n_s = coeficientes empíricos da isoterma de Sips.



Figura 4 Sequência do ensaio de sorção do carvão ativado

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 5 representa as curvas granulométricas da areia e da alga marinha, respectivamente, traçadas com os resultados obtidos nos ensaios de tamisamento. Com base nos resultados experimentais foram ajustados pelo método dos mínimos quadrados os polinômios de segundo grau que descrevem a porcentagem acumulada do material retido em função da abertura das peneiras. Para ambos os materiais, verificou-se um bom ajuste dos modelos polinomiais com coeficientes de determinação (R^2) acima de 0,99. Na referida figura observa-se uma maior uniformidade na distribuição granulométrica da alga em relação à areia para os grãos de menor diâmetro ($D < 0,6$ mm).

Empregando os modelos ajustados às curvas granulométricas foram determinadas as aberturas das peneiras que reteram 40 e 90% do material peneirado, permitindo assim, a determinação do diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e dos percentuais dos materiais aproveitados e refugo (Tabela 2).

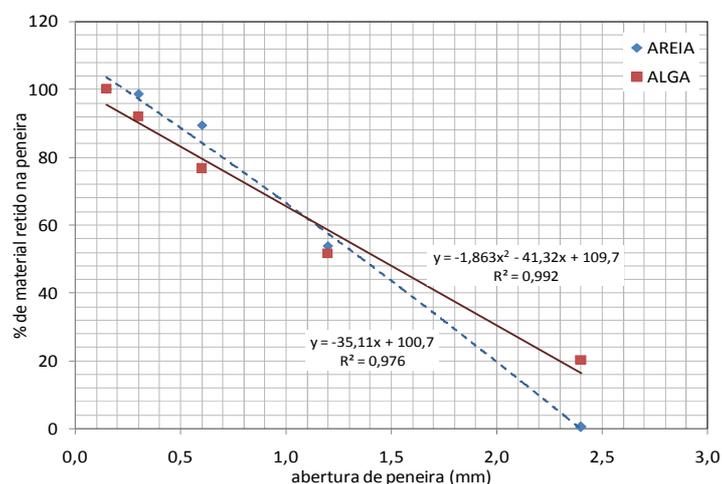


Figura 5 Curvas granulométricas da areia e da alga *Lithothamnium calcareum*

Tabela 2 Diâmetro efetivo, coeficiente de uniformidade e porcentagens dos materiais aproveitáveis e do refugo fino da areia e alga

Material	D₄₀ (mm)	D₉₀ (mm)	CU	Material aproveitável (%)	Refugo fino e grosso (%)
Areia	1,57	0,47	2,25	98,6	1,4
Alga	1,54	0,33	2,25	91,9	8,1

D₄₀ e D₉₀: aberturas das peneiras que retiveram 40 e 90% do material peneirado

CU: coeficiente de uniformidade

Para ambos os materiais, os diâmetros efetivos foram superiores à recomendação da NBR12.216 (ABNT, 1992) para filtros lentos (0,25 a 0,35 mm) e inferiores aos recomendados para filtros rápidos (0,45 a 0,55), o que, portanto não descarta a possibilidade da utilização desses materiais acoplados aos pré-tratamentos: coagulação, floculação e decantação antes da unidade de filtração.

Os valores dos coeficientes de uniformidade obtidos (CU) ficaram entre os recomendados pela NBR12.216 (ABNT, 1992) para filtros lentos e rápidos (1,4 a 3,0) garantindo assim uma boa uniformidade do material aproveitável, evitando altas taxas de filtração que reduziriam a eficiência do processo de purificação da água e a rápida colmatação do filtro que reflete no aumento das carreiras de filtração.

A Figura 6 demonstra a cinética de sorção do Fe na mistura areia e alga marinha na proporção de 50% e a Tabela 3 representa os parâmetros de ajuste da equação de Elovich. Observa-se que, após 90 min ocorre um equilíbrio na quantidade adsorvida com o tempo. Isso ocorre porque inicialmente os sítios de troca na superfície da alga adsorvem mais rapidamente o ferro, com o progresso de sua saturação e em menos de 90 min a quantidade adsorvida se mantém em equilíbrio.

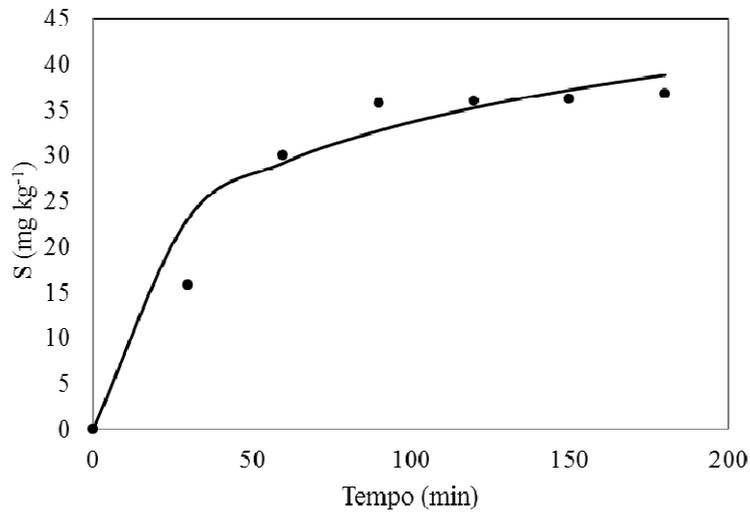


Figura 6 Cinética de sorção de Fe (II) da mistura areia e alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Tabela 3 Ajuste do modelo de Elovich à cinética de sorção de Fe na alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Parâmetros da equação de Elovich	
X	4,109
Y	0,114
R ²	0,947

A Tabela 4 e a Figura 7 representam os resultados dos ensaios de sorção realizados na mistura areia e alga marinha, pelas quais pode-se observar que o modelo de melhor ajuste foi o de Langmuir. Entretanto, percebem-se bons ajustes aos demais modelos, com coeficientes de determinação próximos de 1,0. O maior valor de adsorção do ensaio foi de 220,65 mg kg⁻¹.

Tabela 4 Ajuste das isotermas de sorção de Fe (II) na mistura areia e alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Modelo	Parâmetros	Ferro
Linear	K_d	415,00
	R^2	0,932
Freundlich	K_f	285,258
	N	2,116
	R^2	0,902
Langmuir	K_L	3,451
	S_m	328,307
	R^2	0,985
Sips	K_s	0,616
	n_s	1,666
	R^2	0,855

K_d : coeficiente de partição; K_f e n : coeficientes empíricos do modelo potencial da isoterma de Freundlich; K_L : constante relacionada à energia de ligação soluto-superfície adsorvente do modelo potencial da isoterma de Lagmuir; S_m : máxima adsorção ($kg\ mg^{-1}$); K_s e n_s : coeficientes empíricos da isoterma de Sips

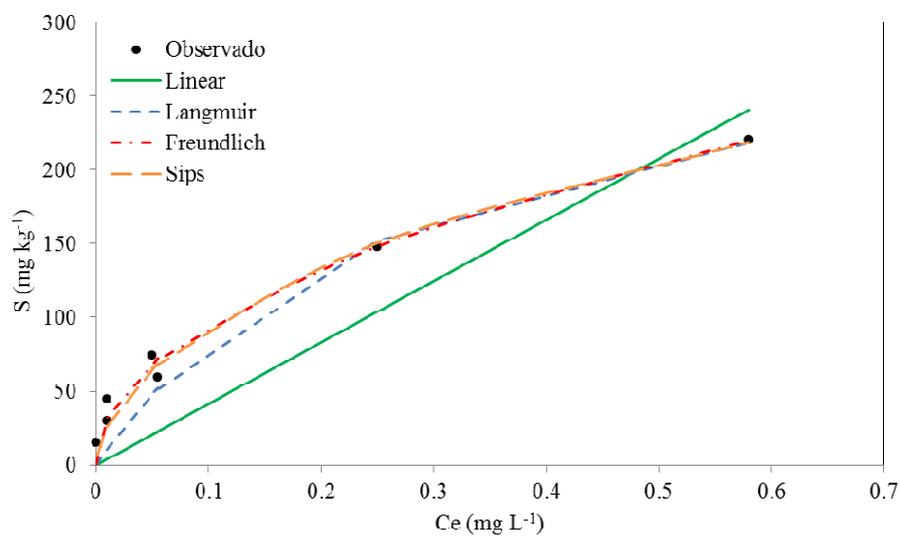


Figura 7 Isotermas de sorção de Fe (II) na mistura areia e alga marinha *Lithothamnium calcareum*

Com o auxílio da Figura 8 percebe-se que a quantidade de Fe adsorvida no carvão mantém-se constante após apenas 30 min de contato, enquanto que para o Mn, três horas de contato são necessárias para estabilização da concentração de equilíbrio do sobrenadante. Essa constatação reflete nos valores dos parâmetros de ajuste da equação de Elovich (Tabela 5), significativamente maiores para o Fe que para o Mn. Nesse sentido, os ensaios de sorção para o Fe tiveram agitação com duração de 1h e para o Mn, 4 horas.

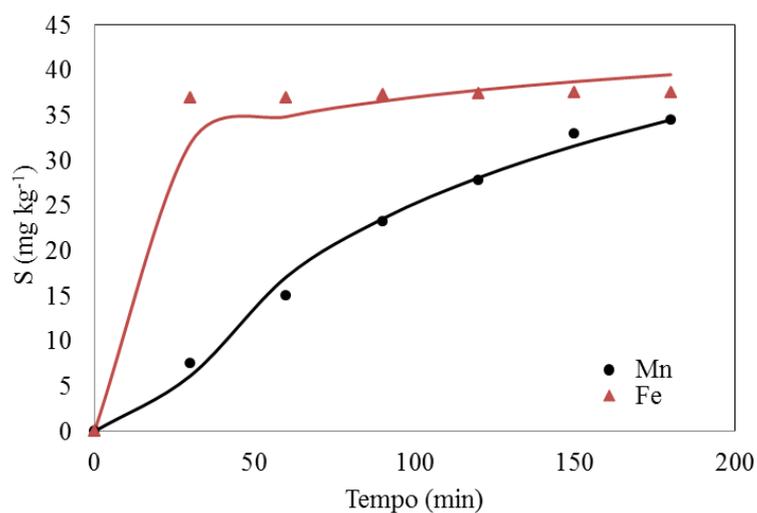


Figura 8 Cinética de sorção de Fe (II) e Mn (II) no carvão ativado

Tabela 5 Ajuste do modelo de Elovich à cinética de sorção de Fe e Mn no carvão ativado

Parâmetros da equação de Elovich	Ferro	Manganês
X	265,424	0,778
Y	0,236	0,063
R ²	0,972	0,992

No que diz respeito às isotermas de sorção, os valores dos parâmetros de cada modelo ajustado estão representados na Tabela 6. Observam-se valores do coeficiente de determinação mais próximos de 1,0 para as isotermas de Freundlich, na sorção de Fe e do Mn. Novamente, todos os ajustes apresentaram coeficientes de determinação próximos de 1,0. A Figura 9 representa seus ajustes aos dados observados. Os valores máximos adsorvidos são da ordem de 725,50 e 611,25 mg kg⁻¹ para Fe (II) e Mn (II), respectivamente.

Na comparação entre os dois metais, observa-se que o carvão adsorve maiores concentrações de Fe e mais rapidamente, Jimenez, Bosco e Carvalho (2004) afirmam que o raio iônico hidratado e a energia de hidratação dos cátions são fatores intervenientes do proceso de adsorção e, portanto, podem ter influenciado tal resultado, conforme foi também observado por Okoniewska et al. (2007) e Laus et al. (2006).

Tabela 6 Ajuste das isotermas de sorção de Fe (II) e Mn (II) no carvão ativado

Modelo	Parâmetros	Ferro	Manganês
Linear	K _d	273,470	38,427
	R ²	0,898	0,946
Freundlich	K _f	405,695	67,760
	n	1,947	1,293
	R ²	0,972	0,963
Langmuir	K _L	1,325	0,087
	S _m	820,110	990,491
	R ²	0,899	0,946
Sips	K _s	1,822	0,015
	n _s	0,971	0,442
	R ²	0,961	0,962

K_d: coeficiente de partição; K_f e n: coeficientes empíricos do modelo potencial da isoterma de Freundlich; K_L: constante relacionada à energia de ligação soluto-superfície adsorvente do modelo potencial da isoterma de Lagmuir; S_m: máxima adsorção (kg mg⁻¹); K_s e n_s: coeficientes empíricos da isoterma de Sips

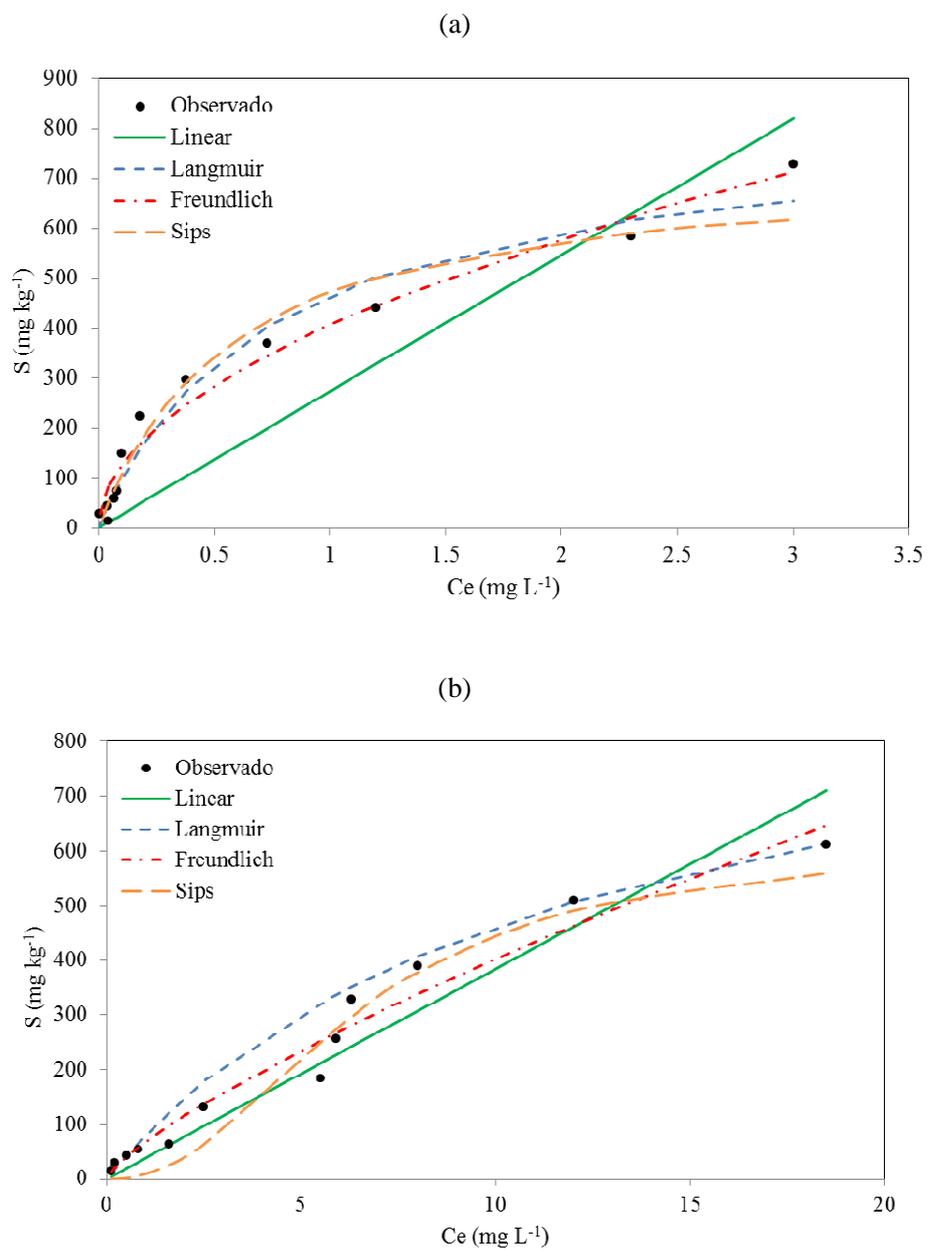


Figura 9 Isothermas de sorção de Fe (a) e Mn (b) em carvão ativado de resíduos agrícolas

A Tabela 7 representa um comparativo dos estudos conduzidos no sentido de avaliar a adsorção de alguns solutos em carvão ativado ou algas marinhas, percebe-se então a ampla utilização de alga marinha na remoção de metais pesados, no entanto, a remoção de Fe ainda não havia sido foco de estudo. Em comparação à adsorção de metais pesados a outras algas marinhas, o máximo adsorvido de Fe na *Lithothamnium calcareum* foi bastante inferior ao que é encontrado na literatura. A adsorção de Fe e Mn em resíduos orgânicos e carvão ativado apresentaram resultados próximos aos observados neste estudo. As isotermas de ajuste são, em sua maioria, os mesmos modelos aqui identificados como de melhor representação dos dados observados.

Tabela 7 Comparativo de estudos em bioadsorção

Adsorvente	Soluto	Máximo adsorvido (mg g ⁻¹)	Isoterma de melhor ajuste	Referência
Carvão ativado comercial	Fe, Mn	0,25; 0,2	–	Okoniewska et al. (2007)
Bagaço de cana e carvão ativado	Mn	0,67; 1,89	Langmuir e Freundlich	Esfandiar et al. (2014)
Carvão ativado granular	Fe e Mn	3,60; 2,54	Langmuir	Jusoh et al. (2005)
Aerogel de carbono	Mn	1,27	Freundlich	Meena et al. (2005)
Casca de caranguejo triturada	Mn	69,9	Langmuir	Vijayaraghavan et al. (2011)
Palha de arroz e casca de café ativados com ZnCl ₂ e carbonizado a 500° C	Fe e Mn	0,73 e 0,61	Freundlich potencial e Langmuir	Este estudo

Continuação...

Adsorvente	Soluto	Máximo adsorvido (mg g ⁻¹)	Isoterma de melhor ajuste	Referência
Bagaço de laranja carbonizado a 250 °C	Cobre	96% de remoção	–	Fracácio et al. (2013)
Algas marinhas (<i>Macrocystis integrifolia</i> Bory e <i>Lessonia nigrescens</i> Bory)	2-nitrofenol	97,37	Lanmuir e Freundlich	Navarro et al. (2009)
Alga marinha (<i>Cystoseira baccata</i>)	Alumínio	22,5	Langmuir	Lodeiro et al. (2010)
Algas marinhas (<i>F. vesiculosus</i> e <i>Ulva sp.</i>)	Cromo hexavalente	51 e 34% de conversão para cromo trivalente	–	Murphy et al. (2009)
Algas marinhas tratadas (<i>Cystoseira indica</i> , <i>Sargassum glaucensces</i> , <i>Nizimuddinina zabardini</i> , <i>Padina australis</i>)	Cd (II), Ni (II), Pb (II)	19,42; 10,06; 51,83	Freundlich, Toth, Khan e Radke-Prausnitz	Montazer-Rahmati (2011)
Alga Marinha <i>Lithothamnium calcareum</i>	Fe	0,71	Freundlich linear	Este estudo

4 CONCLUSÕES

- A mistura em 50% de alga e areia necessitou de 90 min para o equilíbrio da adsorção de Fe, com bom ajuste à equação de Elovich. O modelo de melhor ajuste foi o de Langmuir e o maior valor de adsorção do ensaio foi de 712,5 mg kg⁻¹, demonstrando sua alta capacidade na remoção desse parâmetro para tratamento de água para consumo.
- O carvão produzido com palha de arroz e casca de café ativados com ZnCl₂ foram completamente carbonizados e apresentam grupos funcionais semelhantes no espectro de infravermelho. Juntos, apresentaram alta capacidade de adsorção de Fe (II) e Mn (II) com 30 min e 3 h de contato, com bons ajustes à equação de Elovich respectivamente, com melhores ajustes pelo modelo de Freundlich. Os máximos adsorvidos foram de 725,50 e 611,25 mg kg⁻¹, respectivamente possibilitando concentrações abaixo do padrão de potabilidade, podendo ser utilizados em filtros multicamadas em ETAs.

REFERÊNCIAS

BELISÁRIO, M. et al. O emprego de resíduos naturais no tratamento de efluentes contaminados com fármacos poluentes. **Interscience Place - Revista Científica Internacional**, São Paulo, n. 10, p. 1-13, 2009.

BRANDÃO, P. C. **Avaliação do uso de bagaço de cana como adsorvente para a remoção de contaminantes, derivados de petróleo de efluentes**. 2006. 147 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm./2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 22 maio 2013.

ESFANDIAR, N.; NASERNEJAD, B.; EBADI, T. Removal of Mn(II) from groundwater by sugarcane bagasse and activated carbon (a comparative study): Application of response surface methodology (RSM). **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, Washington, n. 20, p. 3726–3736, 2014.

FLORIDO, P. L. **Tratamento de efluente de refinaria pelo processo combinado de adsorção em carvão ativado e biorreator com membranas**. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

FIGUEIREDO, J. L. et al. Adsorption of phenol on supercritically activated carbon fibres: effect of texture and surface chemistry. **Journal of Colloid and Interface Science**, New York, n. 357, p. 210-214, 2011.

FRACÁCIO, R. et al. Preliminary studies on the potential use of activated charcoal orange peel in the adsorption of pollutants and reduction of toxicity to different test-organisms. In: IBEROAMERICAN CONGRESS ON ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY, 6., 9., 2013, Valencia. **Proceedings...** Valencia: [s. n.], 2013. 1 CD ROM.

JIMENEZ, R. S.; BOSCO, S. M.; CARVALHO, W. A remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita influência da temperatura e do ph na adsorção em sistemas monoelementares. **Química Nova**, São Paulo, v. 27, n. 5, p. 734-738, 2004.

JUSOH, A. B. et al. Study on the removal of iron and manganese in groundwater by granular activated carbon. **Desalination**, Amsterdam, n. 182, p. 347–353, 2005.

LAUS, R. et al. Microesferas de quitosana reticuladas com tripolifosfato utilizadas para remoção da acidez, ferro(III) e manganês(II) de águas contaminadas pela mineração de carvão. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 34-39, 2006.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LODEIRO, P. et al. Aluminium removal from wastewater by refused beach cast seaweed. Equilibrium and dynamic studies. **Journal of Harzadous Materials**, Oxford, n 164, p. 425-433, 2010.

MARTINS, A. F. et al. Caracterização dos Produtos Líquidos e do Carvão da Pirólise de Serragem de Eucalipto. **Quimica Nova**, São Paulo, v. 30, n. 4, p. 873-878, 2007.

MEENA, A. K. et al. Removal of heavy metal ions from aqueous solutions using carbon aerogel as an adsorbent. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, n. 122, p. 161–170, 2005.

MURPHY, V. et al. A novel study of hexavalent chromium detoxification by selected seaweed species using SEM-EDX and XPS analysis. **Chemical Engeneering Journal**, Belfast, n. 148, p. 425-433, 2009.

NAVARRO, A. E. et al. Comparative study of the removal of phenolic compounds by biological and non-biological adsorbents. **Journal of Harzadou Materials**, Oxford, n. 164, p. 1439-1446, 2009.

OKONIEWSKA, E. et al. The removal of manganese, iron and ammonium nitrogen on impregnated activated carbon. **Desalination**, Amsterdam, v. 206, p. 251–258, 2007.

OLIVEIRA, L. F. C. et al. Sorção e mobilidade do lítio em solos de áreas de disposição de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 139-148, 2013.

QIAN, H. et al. Activation of structural carbo fibres for potential application in multifunctional structural supercapacitors. **Journal of Colloid an Interface Science**, Uppsala, n. 395, p. 241-248, 2013.

RAMOS, P. H. et al. Caracterização de carvão ativado produzido a partir do defeito preto, verde, ardido (PVA) do café. **Química Nova**, São Paulo, v. 32, n. 5, p. 1139-1143, 2009.

SPARKS, D. L. **Kinetics of soil chemical processes**. San Diego: Academic, 1989. 210 p.

VIJAYARAGHAVAN, K; WINNIE, H. Y. N; BALASUBRAMANIAN, R. Biosorption characteristics of crab shell particles for the removal of manganese(II) and zinc(II) from aqueous solutions. **Desalination**, Amsterdam, n. 266, p. 195–200, 2011.

ZAW, M.; CHISWELL, B. Iron and manganese dynamics in lake water. **Water Research**, New York, v. 33, n. 8, p. 1900-1910, 1999.

CAPÍTULO 4: SISTEMA ALTERNATIVO DE TRATAMENTO DE ÁGUA EM ESCALA DESCENTRALIZADA

CHAPTER 4: ALTERNATIVE SYSTEM OF WATER TREATMENT IN DECENTRALIZED SCALE

RESUMO

A inexistência de um sistema de tratamento e distribuição de água em áreas remotas leva a população ao consumo de água de baixa qualidade, em função das ações antrópicas no nível das bacias hidrográficas. O desenvolvimento de sistemas descentralizados, que contemplem as distâncias entre residências em áreas escassamente povoadas pode proporcionar água potável, de maneira fácil, autossustentável e a baixo custo. Nesse contexto, objetivou-se o desenvolver uma Estação de Tratamento de Água compacta (ETAc) para ser empregada no tratamento de água domiciliar, utilizando coagulante natural, adsorção em alga marinha e carvão ativado e desinfecção por radiação ultravioleta. A ETAc constituiu-se de um reservatório de água bruta (500 L), um dosador de coagulante preparado com semente de *M. oleifera*, duas unidades flocladoras (42 e 45 L), um decantador (74 L), um filtro multicamadas (56 L) contendo carvão ativado produzido com resíduos agrícolas, areia e alga marinha *Lithothamnium calcareum* e um reator UV. A ETAc foi capaz de tratar 500 L de água em aproximadamente 6 horas e removeu, em média, 89,3% de turbidez, 93,5% de cor aparente, 80,9% de sólidos dissolvidos, 98,6% de coliformes termotolerantes, 94,8% de Fe e 70,0% de Mn, embora tenha incrementado os valores de dureza, condutividade elétrica e pH, mas não acima dos padrões de potabilização. As características hidráulicas da ETAc encontraram-se dentro dos padrões estabelecidos em norma técnica para tratamento de água para consumo. Embora os processos de coagulação, floclulação e decantação tenham produzido baixas eficiências na clarificação das águas, em função da baixa turbidez afluyente, todos os atributos físicos, químicos e biológicos efluentes atenderam aos padrões de potabilidade, refletindo na boa funcionalidade do filtro multicamadas e do reator UV.

Palavras-chave: Saneamento rural. Estação de tratamento de água compacta. Coagulação natural. Bioadsorção.

ABSTRACT

The lack of treatment system and water distribution in remote areas leads the population to low quality water consumption, according to human actions the level of watersheds. The development of decentralized systems that contemplate the distances between homes in sparsely populated areas can provide drinking water, easily, and self-sustainable at low cost. In this context, the objective was to develop a Compact Water Treatment Plant (CWTP) to be used in the water treatment using natural coagulant, adsorption on seaweed and activated charcoal and disinfection by ultraviolet radiation. The CWTP was constituted of a raw water tank (500 L), a coagulant doser prepared with *M. oleifera* seeds, two flocculators units (42 and 45 L), a decanter (74 L), a multilayer filter (56 L) containing activated charcoal produced with agricultural residues, sand and seaweed *Lithothamnium calcareum* and a UV reactor. The CWTP was able to treat 500 L of water at approximately 6 hours and removed, in average, 89.3% of turbidity, 93.5% apparent color, 80.9% dissolved solids, 98.6% thermotolerant coliforms, 94.8% Fe and 70.0% Mn, although increased hardness values, electrical conductivity and pH, but not above the legal standards for drinking water. The hydraulic characteristics of the CWTP were found within the standards established in technical standard for treatment of drinking water. Although coagulation processes, flocculation and decantation have produced low efficiencies in water clarification, because of the low turbidity tributary, all attributes physical, chemical and biological effluent met the potability standards, reflecting the good functionality of the multilayer filter and the UV reactor.

Keywords: Rural sanitation. Compact Water Treatment Plant. Natural coagulation. Bioadsorption.

1 INTRODUÇÃO

A discrepância encontrada na qualidade de água para consumo entre áreas urbanizadas e áreas remotas é função da contaminação das águas por atividades antrópicas e a inexistência de um sistema de tratamento e distribuição de água em zonas rurais, resultando no consumo de água de baixa qualidade pelas captações individuais. De acordo com a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios realizada em 2009, apenas 32,8% da população residente nas áreas rurais são atendidas por sistemas públicos de abastecimento de água. O uso de filtros de vela é o mais comum e, com menor frequência, observa-se a adoção da cloração (ALBERT; LUOTO; LEVINE, 2010; FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE -FUNASA, 2013; POULOS et al., 2012; ROCHA et al., 2006).

A falta de informação da população rural leva à utilização das águas para fins de abastecimento, se atentado apenas aos aspectos físicos, como a cor, turbidez, odor e sabor para diagnosticar a qualidade da água, o que pode acarretar em sérios problemas de contaminação química e biológica (ARVAI; POST, 2012). Entretanto, a necessidade de alternativas de tratamento na intenção de prevenir doenças de veiculação hídrica já é consenso para os consumidores (DYE et al., 2011; KARAVOLTSOS et al., 2008).

O Programa Água e Saneamento da Organização Mundial da Saúde (OMS, 2009) objetiva desenvolver procedimentos que possam minimizar as desigualdades da oferta desses serviços entre as zonas urbana e rural. O desafio consiste no desenvolvimento de sistemas que contemplem as distâncias entre residências em áreas escassamente povoadas (características rurais), o que aumenta consideravelmente o custo do investimento para sistemas de abastecimento de água coletivo centralizados (INTERNATIONAL WATER AND SANITATION CENTER - IWSC, 2004; WORLD BANK, 2004).

Nesse sentido, vê-se a necessidade de políticas públicas e de estudos em sistemas alternativos de tratamento de água para fins de consumo em residências localizadas no meio rural, de forma a atender os padrões de potabilidade. As tecnologias para tratamento de água devem proporcionar às pessoas que habitam regiões carentes de água potável, a possibilidade de sua potabilização, de maneira fácil, autossustentável e a baixo custo (PATERNIANI; MANTOVANI; SANT'ANNA, 2009).

Segundo Heller e Pádua (2006), um sistema de abastecimento de água é caracterizado pela retirada da água da natureza, adequação de sua qualidade, transporte até os aglomerados humanos e fornecimento à população em quantidade compatível com suas necessidades. As tecnologias para potabilização das águas naturais apresentam, basicamente três fases: clarificação, filtração e desinfecção, funcionando como sucessivas barreiras à passagem de partículas e microrganismos. A clarificação (coagulação, floculação e decantação) tem como função principal a remoção de sólidos suspensos, enquanto que a filtração presta-se à remoção de sólidos dissolvidos e alguns microrganismos e a desinfecção visa inativar o remanescente de microrganismos (LIBÂNIO, 2010).

Atualmente, vários métodos de tratamento são utilizados em estações de tratamento de água, tais como coagulação, floculação, sedimentação, filtração (CRISAFULLY et al., 2008; LÖFFLER et al., 2005), processos de troca iônica, adsorção com carvão ativado (RIGOBELLO et al., 2013), filtros de bioareia (BAIG et al., 2011), filtros porosos impregnados com prata (HALEM et al., 2009; MWABI et al., 2011), biodegradação, processos eletroquímicos, fotodegradação (ZANAROTTO et al., 2007), destilação por energia solar (JASROTIA; KANSAL; KISHORE, 2012), filtro de areia revestido com óxido de ferro (AHAMED; DAVRA, 2011; BRADLEY et al., 2011), coagulação em dois estágios seguido de filtração por membrana (LIU et al., 2011), oxidação, dupla filtração e adsorção em carvão ativado granular (SILVA et al., 2012), desinfecção por radiação ultravioleta

(GRAPPERHAUS; SCHAEFER; LINDEN, 2007; KOIVUNEN; TANSKI, 2005; MEUNIER; CANONICA; GUNTEN, 2006; MUNOZ; CRAIK; KRESTA, 2007), entre outros.

A radiação ultravioleta tem sido largamente utilizada para desinfecção de água para consumo, inativando diversos microrganismos patogênicos, como bactérias, vírus e protozoários. Sua utilização em substituição à cloração da água possui a vantagem de evitar a formação de ácidos haloacéticos e trihalometanos pelo contato com a matéria orgânica presente na água, subprodutos com atividades potencialmente carcinogênicas (MEUNIER; CANONICA; GUNTEN, 2006).

Segundo Silva et al. (2008), nenhuma tecnologia utilizada isoladamente é capaz de remover efetivamente todos os tipos de contaminantes, logo, é necessário o desenvolvimento de combinações tecnológicas para o tratamento de água. A qualidade da água bruta é fator interveniente na definição da tecnologia de tratamento, sendo necessária sua caracterização completa antecedente à implantação de uma ETA. Nas ETAs convencionais, faz-se uso dos mecanismos de coagulação, floculação, seguido de decantação e posterior filtração e desinfecção (MENDES; OLIVEIRA, 2004).

Em uma ETA que emprega a tecnologia de tratamento em ciclo completo, a queda na eficiência dos processos e operações de mistura rápida, floculação e decantação resultariam na saturação dos filtros, ocasionando um maior número de lavagens, podendo levar ao aumento da turbidez e piora na desinfecção da água distribuída (JULIO et al., 2009a, 2009b; SANTOS et al., 2007). Nesse sentido, o monitoramento e a experimentação tornam-se importantes nas operações unitárias que envolvem o tratamento de água em uma ETA.

Nesse contexto, neste trabalho teve-se como objetivo o desenvolvimento de um protótipo compactado para ser empregado no tratamento de água descentralizado em áreas afastadas, cuja demanda por água potável não é atendida, utilizando coagulante natural e adsorção em alga marinha e carvão ativado produzido a partir de rejeitos da produção agrícola.

3 MATERIAL E MÉTODOS

A estação de tratamento de água compacta (ETAc) foi instalada junto à ETA da Universidade Federal de Lavras (UFLA) localizada nas coordenadas geográficas 21°13' 50"S e 44°58' 40"W e 893 m de altitude, cuja água bruta é captada de um reservatório de superfície.

O sistema desenvolvido se constitui de um reservatório de água bruta (RAB) com capacidade de 500 L, adutora por gravidade de água bruta (AAB), Estação de Tratamento de Água compactada (ETAc), adutora por gravidade de água tratada (AAT), reator de desinfecção com lâmpada de ultra-violeta (RUV) e reservatório de água tratada (RAT) com capacidade de 500 L (Figura 1).



Figura 1 Vista geral do experimento

A alimentação de água bruta se deu pelo emprego de uma mangueira de PE de 50 mm de diâmetro, acoplada em caixa de água posicionada ao lado da ETA/UFLA. A caixa foi alimentada por uma mangueira de PE de 50 mm de diâmetro, acoplada a uma boia para o controle do nível de água dentro da caixa. A mangueira de alimentação da caixa foi acoplada na sua extremidade superior a um sifão construído de tubo de PVC, responsável pela captação da água bruta na entrada do medidor Parshall da ETA/UFLA (Figura 3).

Na saída da caixa de água bruta, foi acoplada uma mangueira de PE de 50 mm, tendo um Tê de PE para a injeção da solução coagulante e, na sua extremidade final um registro de gaveta metálico para o controle da vazão de alimentação da ETA. A injeção da solução coagulante foi realizada pelo emprego de uma bomba peristáltica modelo CNPA 1000 PPB 300 A 01 da ProMinent, interligada a uma bombona de 25 L, contendo a solução do agente coagulante extraído da semente da *Moringa oleifera* (Figura2).



Figura 2 Injeção de coagulante

Conforme os ensaios de coagulação/floculação apresentados no Capítulo 2, nos dias que se procederam o tratamento da água na ETAc, a semente de *Moringa oleifera* foi descascada, triturada, peneirada a 2,38 mm, diluída em 25 L de água deionizada na concentração pré-estabelecida, conforme Capítulo 2 e filtrada em tecido (a fim de representar como seria realizado em uma residência rural). A quantidade de coagulante necessária foi definida em função do volume total a ser tratado, da vazão de alimentação da ETAc e da

vazão máxima da bomba peristáltica responsável pela injeção no sistema da solução coagulante na adutora de água bruta, conforme equação 1.

$$m = 25 \frac{(Q + q)}{q} C \quad (1)$$

em que: m = massa de semente de *M. oleifera* (g); Q = vazão média da ETAc; q = vazão da bomba peristáltica em e C = concentração da solução resultante da mistura do coagulante.



Figura 3 Pontos de tomada de água na ETA/UFLA para alimentação da ETAc e filtragem do coagulante preparado com semente de *M. oleifera*

Neste estudo empregou-se duas unidades flocculadoras, sendo uma preenchida com brita 1 e a outra com brita 4, segundo a classificação da norma NBR 7525. Para a determinação do volume de vazios, as britas foram colocadas em dois recipientes graduados de 2 e 20 L, preenchidos com água com auxílio de provetas até o recobrimento das britas, esse volume foi considerado como os volumes de vazios ocupado pelo interstício das britas.

As unidades da ETAc se constituem de 4 tubos de PVC com diâmetro de 300 mm, com altura de 150 cm, sendo as duas primeiras flocculadoras, a terceira um decantador vertical e a última um filtro

multicamadas de fluxo descendente (Figura 4 e 5). O primeiro floculador de meio granular foi preenchido com brita 1 granítica, formando uma camada de 130,93 cm. A alimentação dessa unidade foi feita por um tubo de PVC marrom de 25 mm de diâmetro, que penetrava a unidade a uma altura de 16,0 cm acima de sua base, passando pelo meio granular posicionado no centro. Na extremidade superior, foi acoplado um segmento de tubo de 25 mm com curvas de 90° em suas extremidades, com a finalidade de direcionar a aplicação da água sobre o meio granular (Figura 6). Nessa unidade a água percorria o meio granular e ao passar pelos interstícios, sofria uma agitação que promovia a mistura do coagulante e resultava na floculação das partículas coloidais.

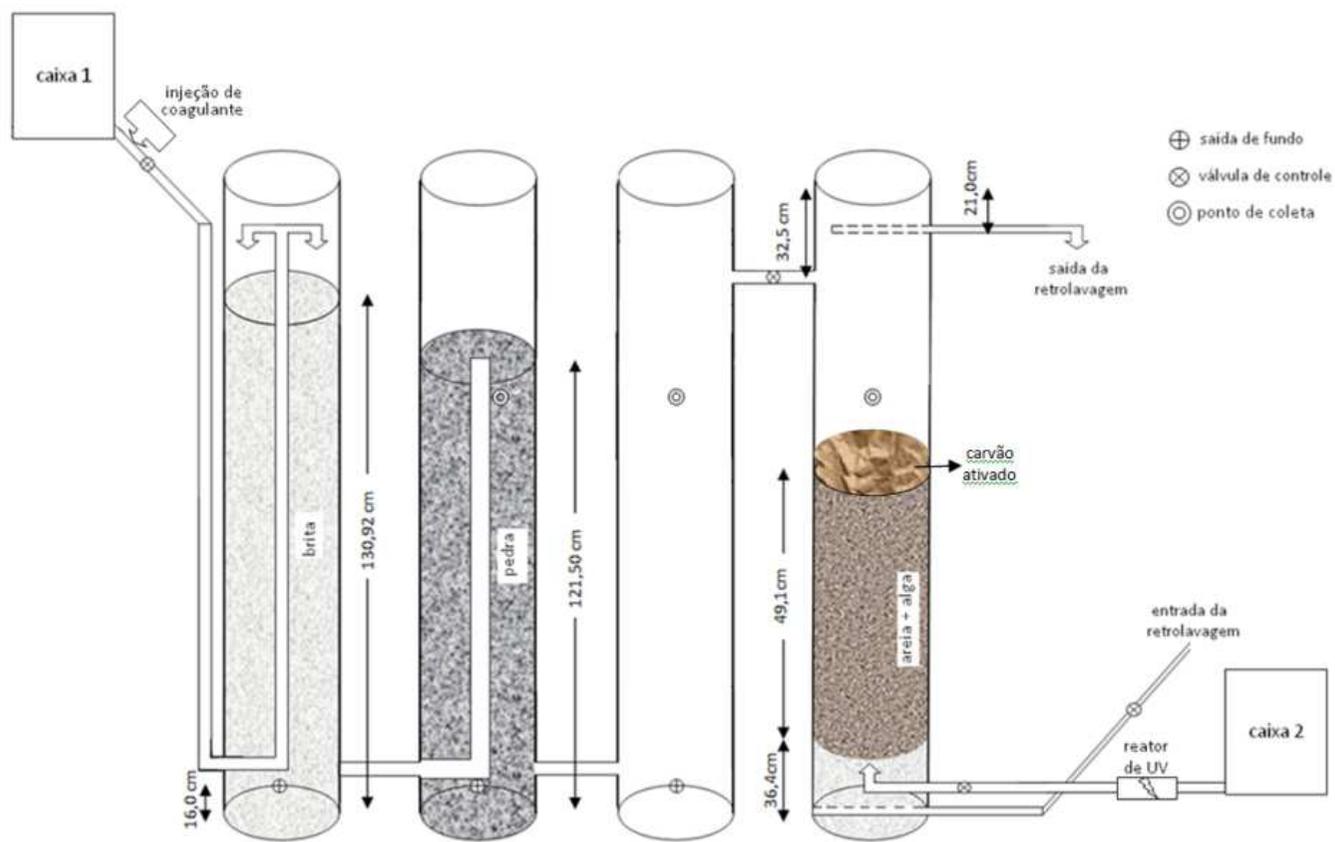


Figura 4 Croqui da estação de tratamento de água compacta



Figura 5 Vista geral da estação de tratamento de água compacta

A segunda unidade de floculação foi preenchida com pedras graníticas (brita 4) formando um meio granular com 121,5 cm de altura. A alimentação dessa unidade foi semelhante à anterior, empregando um tubo PVC marrom de 50 mm de diâmetro com saída livre em sua extremidade superior (Figura 7). O escoamento de água nessa unidade é descendente, passando pelo meio granular e recolhida a uma altura de 16 cm da base do floculador e encaminhada para o decantador vertical de fluxo ascendente. A velocidade do escoamento tende a diminuir neste floculador, em comparação ao primeiro.



Figura 6 Primeiro floclador



Figura 7 Segundo floclador

No decantador, a água percorre lentamente toda unidade no sentido vertical ascendente de forma a proporcionar condições para a sedimentação dos flocos formados nas unidades anteriores, sendo recolhida por uma saída disposta a 32,5 cm abaixo de sua extremidade superior. Na sequência a água foi encaminhada ao filtro multicamadas de fluxo descendente.

O filtro foi preenchido por uma camada inferior de brita 1 granítica de 36,4 cm de espessura, após, uma camada de mistura de areia e alga marinha *Lithothamnium calcareum* na proporção de 50%, conforme ensaios de sorção apresentados no Capítulo 3, com 49,1 cm de espessura (camada intermediária), 2 kg de carvão ativado envolvido por lã de vidro de 6,0 cm de espessura (camada superior) e brita 1 granítica de 2,0 cm de espessura (com a finalidade de evitar a suspensão do carvão ativado), conforme Figura 8.



Figura 8 Mistura da areia e alga *Lithothamnium calcareum* carvão ativado empregada no preenchimento do filtro

Na base do filtro foi introduzido um tubo de PVC marrom de 25 mm de diâmetro, tendo na sua extremidade superior uma cripina responsável pelo recolhimento da água tratada. A vazão de saída da água tratada do filtro foi regulada por um registro de esfera metálico de 50 mm de diâmetro. Para permitir a retrolavagem do filtro, foi disposto um segmento de tubo de PVC marrom com 25 mm de diâmetro, posicionado abaixo do ponto de recolhimento da água tratada. Nesse segmento de tubo foram feitas ranhuras com auxílio de uma serra metálica, com a finalidade de permitir a passagem da água.

A água de retrolavagem era retirada da adutora de água tratada da ETA/UFLA, com auxílio de uma torneira, na qual foi acoplada uma mangueira de polietileno de 50 mm de diâmetro. A manobra do processo de retrolavagem se deu pelo fechamento do registro de esfera de 50 mm de diâmetro, posicionado no segmento de tubo de ligação do decantador e filtro, e do registro de esfera responsável pelo controle da vazão de saída da água tratada e pela abertura da torneira da adutora de água tratada da ETA/UFLA. A água de retrolavagem foi recolhida por uma calha de PVC marrom com 25 mm de diâmetro posicionada a uma distância de 21,0 cm abaixo da extremidade superior do filtro, e conduzida para fora da área experimental por uma mangueira de PE de 50 mm de diâmetro (Figura 9).



Figura 9 Recolhimento da água de retrolavagem no filtro multicamadas

A água tratada era transportada para uma caixa de água de 500 L, posicionada abaixo do ponto de instalação da ETA compacta, por intermédio de uma mangueira de PE de 50 mm. Entre a ETA compacta e o reservatório de água tratada, foi instalado o reator de lâmpada ultravioleta (UV) com a finalidade de realizar a desinfecção da água. O reator foi construído dentro de uma caixa de madeira revestida por fita multiuso, tendo em seu interior uma calha de PVC branco de 100 mm de diâmetro, fechada em suas extremidades por tampões, nos quais foram acoplados os adaptadores de entrada e saída de água de 50 mm de diâmetro (Figura 10). Na parte superior da caixa de madeira foi fixada a luminária da lâmpada UV de 8 W e 254 NM, construída de PVC branco com 100 mm de diâmetro e revestida com a fita multiuso. A água ao passar pela calha recebia a radiação UV por contato externo, ocorrendo assim o processo de desinfecção.

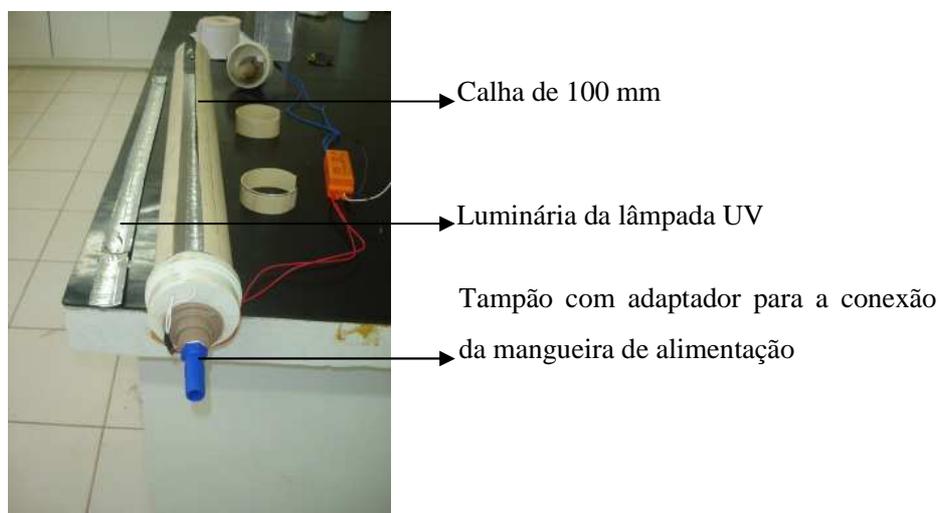


Figura 10 Reator de lâmpada ultravioleta

Durante o período operacional da ETAc, foi determinada a vazão de entrada no 1º floclador e saída no reservatório de água tratada pelo método direto, permitindo

assim, determinar com base no volume útil de cada unidade operacional, o tempo de detenção hidráulica e o tempo total de operação da ETAc para tratar diariamente um volume de 500 L. Esse volume é suficiente para atender a uma residência com 5 moradores, considerando uma demanda *per capita* de 100 L hab⁻¹ dia⁻¹.

Nas unidades tubulares que compõem a ETAc foram instalados piezômetros laterais, com a finalidade de se determinar as perdas de carga e os gradientes de velocidade pelo emprego da Equação 2.

$$G = \sqrt{\frac{g hf}{\nu T}} \quad (2)$$

em que: G = gradiente de velocidade (s⁻¹); g = aceleração da gravidade (9,8 m s⁻¹); hf = perda de carga (m); ν viscosidade cinemática (10⁻⁶ m² s⁻¹) e T = tempo de detenção hidráulica (s).

Pela Equação 7, os tempos de detenção hidráulica foram obtidos pela razão entre os volumes úteis de cada unidade que compõe a ETAc pela vazão de alimentação do sistema, conforme equação 3.

$$T = \frac{V_{\text{útil}}}{Q_t} \quad (3)$$

em que: Q_t = vazão total de alimentação do sistema, ou seja: Q + q.

Os volumes úteis das unidades flocculadoras foram obtidos pelo produto das áreas das seções transversais pela altura da camada de brita, levando-se em consideração a porosidade do material. Na unidade decantadora o volume útil foi obtido pelo produto da área seção transversal pela altura de água dentro dessa unidade, medida com auxílio do piezômetro lateral. No filtro, o volume considerado no cálculo do tempo de detenção foi obtido pelo produto da área da seção transversal pelas alturas

das camadas de brita de fundo, da mistura de areia e alga e da camada de carvão ativado, levando em consideração as respectivas porosidades e, da altura da lâmina de água formada sobre o meio filtrante.

O sistema de tratamento foi monitorado durante os meses de outubro, novembro e dezembro, com a finalidade de representar a capacidade da ETAc em tratar água no período mais crítico do ano, em que ocorrem as chuvas e conseqüente arraste de sedimentos e contaminantes para os corpos-d'água, no entanto, conforme mencionado no Capítulo 1, a ausência das chuvas não permitiu tal avaliação. O monitoramento foi feito por batelada e as coletas foram realizadas no reservatório de água bruta, após cada flocculador, após o decantador e no reservatório de água tratada, totalizando 15 amostragens com frequências semanais. A eficiência de tratamento foi avaliada com a caracterização dos atributos físicos, químicos e biológicos do afluente e efluente de cada unidade que compõe o sistema de tratamento, por meio da determinação das variáveis representadas na Tabela 1 (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA / AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA / WATER ENVIRONMENT FEDERATION - AEF, 2005).

Entretanto, devido à estiagem atípica ocorrida no ano de monitoramento (2014) ano, optou-se por simular maiores valores de turbidez e Fe em triplicata, dissolvendo porções de solo e sulfato ferroso amoniacal no reservatório de água bruta no sentido de obter concentrações próximas aos padrões para águas de classe 3, segundo deliberação normativa COPAM/CERH 01, correspondente a 100 UNT e 5 mg L⁻¹, respectivamente (MINAS GERAIS, 2008).

Tabela 1 Atributos físicos, químicos e biológicos de controle na ETAc

Atributo	Metodologia de análise	Unidades avaliadas
pH, condutividade elétrica, cor aparente, turbidez	Potenciometria, condutivímetro de bancada, espectrofotometria (350 nm), Turbidímetro de portátil.	Todas as unidades
Sólidos dissolvidos, Coliformes termotolerantes, Fe e Mn, dureza	Gravimetria, tubos múltiplos, colorimetria e titulometria	Entrada e saída do sistema

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A vazão total de alimentação da ETAc obtida pelo método direto na entrada da primeira unidade flocculadora foi de $87,12 \text{ L h}^{-1}$, o que corresponde a um tempo total para o tratamento do volume de 500 L (capacidade do reservatório de água bruta) de 5,8 horas. Pelos resultados obtidos na caracterização dos materiais granulométricos empregados nos flocculadores e no filtro, verificou-se que a porosidade volumétrica das britas 1 e 4 e da mistura de areia e alga na proporção de 50%, foram respectivamente de 43,86; 47,36 e 73,97%. A taxa de filtração verificada na caracterização hidráulica da unidade de filtragem foi de $23,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, valor inferior ao estabelecido pela norma NBR12.216 (BRASIL, 1992) para filtros rápidos de camada dupla de $360 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$, entretanto, por esse valor, não se pode classificar a filtragem como lenta, que, segundo a norma deve ser menor que $6 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

A Tabela 2 representa as características hidráulicas das unidades que compõem a ETAc, em que a altura útil ($H_{\text{útil}}$) corresponde à altura do nível da água e o volume útil ($V_{\text{útil}}$) o volume total ocupado pela água dentro de cada unidade. O tempo de detenção hidráulica (T) em cada unidade foi obtido com base no volume útil e na vazão de entrada na ETAc.

Observa-se um aumento gradativo no tempo de detenção nas primeiras unidades que compõem a ETAc, devido ao aumento da seção de escoamento da água, visando uma redução do gradiente de velocidade (G) para evitar a quebra dos flocos formados nas unidades de flocculação e para permitir a sua sedimentação no decantador. Na unidade de filtração verificou-se uma redução no tempo de detenção hidráulica em relação ao decantador, que em função da redução do espaço poroso e aumento da perda de carga, verificou-se um aumento no gradiente de velocidade.

Os gradientes de velocidade obtidos nas unidades flocladoras e decantadora atenderam à norma NBR12.216 (ABNT, 1992), que estabelece a faixa para flocladores hidráulicos entre 10 a 70 s⁻¹, sendo que no decantador, o gradiente de velocidade deve ser inferior ao valor obtido na unidade flocladora que o antecede com a finalidade de se evitar a quebra dos focos e facilitar o seu processo de sedimentação, pelos valores obtidos do gradiente de velocidade do segundo floclador e do decantador verifica-se uma redução de 31,0% do valor de G.

Tabela 2 Características hidráulicas médias das unidades que compõem a ETAc

Unidade	H_{útil} (m)	V_{útil} (L)	T (min)	hf (m)	G (s⁻¹)
1º Floclador	1,330	42,000	28,930	0,009	53,979
2º Floclador	1,280	45,270	31,180	0,005	39,644
Decantador	1,180	74,330	51,190	0,004	27,324
Filtro	1,180	57,940	39,900	0,130	177,371

Durante o monitoramento foi necessário realizar uma manobra de retrolavagem em um momento que a perda de carga subiu para 0,57 m e depois retornou para valores próximos ao médio, representado na Tabela 2.

A Figura 11 demonstra os gráficos *Box plot* dos atributos físicos, químicos e biológicos da qualidade da água avaliados em cada etapa do tratamento de água na ETAc. Embora tenha se observado variações de turbidez afluente, com máximo próximo a 50 UNT e quartis variando ente 8,5 e 16 UNT, os valores efluentes tiveram menor amplitude. Entre as unidades flocladoras e decantador, não se observa alteração significativa na turbidez, com eficiência média de 27%, ou seja, a remoção de turbidez se deu, essencialmente, em função da filtragem.

O mesmo ocorre com o parâmetro cor aparente, no qual percebe-se aumento de seu valor na primeira unidade flocladora, em função da adição do coagulante e início da formação dos focos. Já na segunda unidade flocladora e decantador, seu decréscimo indica a eficiência do processo de decantação em

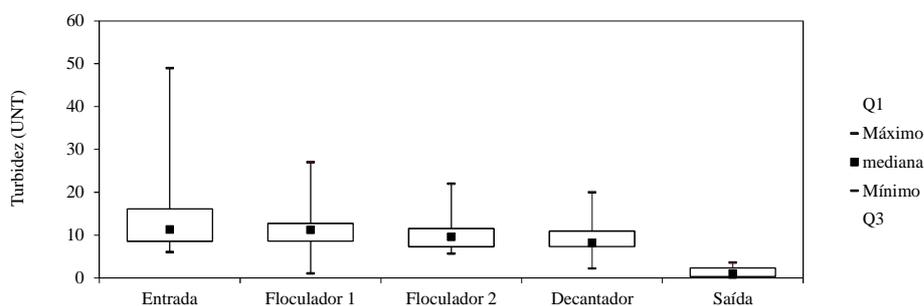
média de 30%, observando maiores amplitudes nos valores obtidos, em comparação aos valores de turbidez.

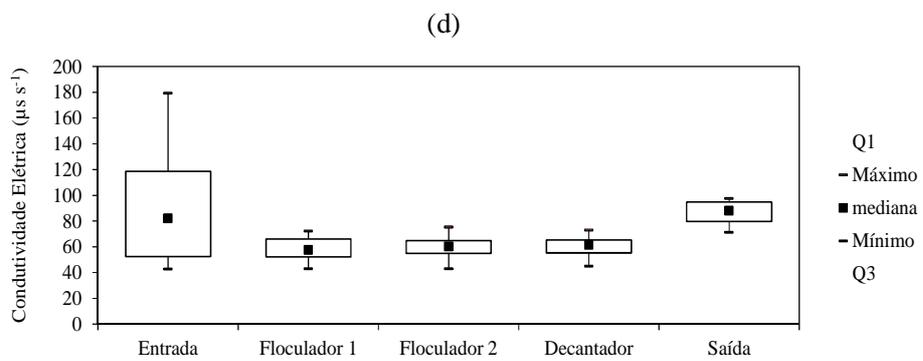
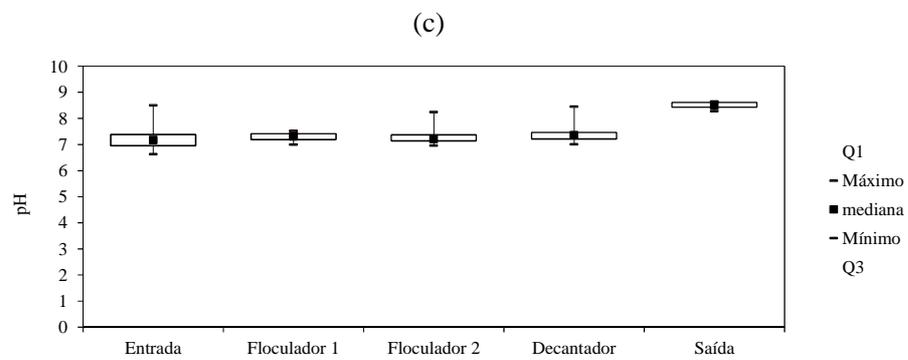
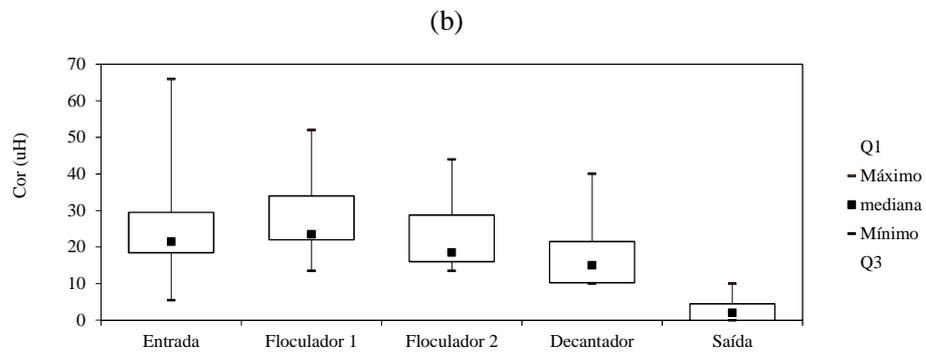
A baixa eficiência na remoção de turbidez e cor após as etapas de clarificação (coagulação, floculação e decantação) está relacionada à baixa turbidez afluyente identificada durante o período de monitoramento. Devido à extraordinária escassez de chuva a turbidez da água bruta se manteve baixa, com mediana de 11.3 UNT. Nesse sentido, os processos de clarificação da água se tornam desnecessários e a adição de coagulante não produz aumento na eficiência, devido à pouca quantidade de coloides suspensos na água, como mencionado no Capítulo 2.

Com relação ao pH, observa-se um aumento de seu valor na saída da ETAc para valores de 8,3 a 8,7 em função da presença da alga marinha *Lithothamnium calcareum* no filtro e a disponibilização de CaCO_3 na água. O ligeiro aumento observado na condutividade elétrica e o significativo aumento da dureza na saída do tratamento podem também ser atribuídos ao contato da água com a alga marinha presente no filtro.

Observam-se menores concentrações afluentes de Mn durante o período de monitoramento, em comparação ao Fe, ambos com maiores amplitudes afluentes que efluentes. Embora os valores de sólidos dissolvidos afluyente tenham variado de 18,3 a 478,8 mg L^{-1} , todos os valores de efluyente se mantiveram abaixo de 100 mg L^{-1} , evidenciando a alta eficiência de adsorção do filtro multicamadas utilizado na ETAc

(a)





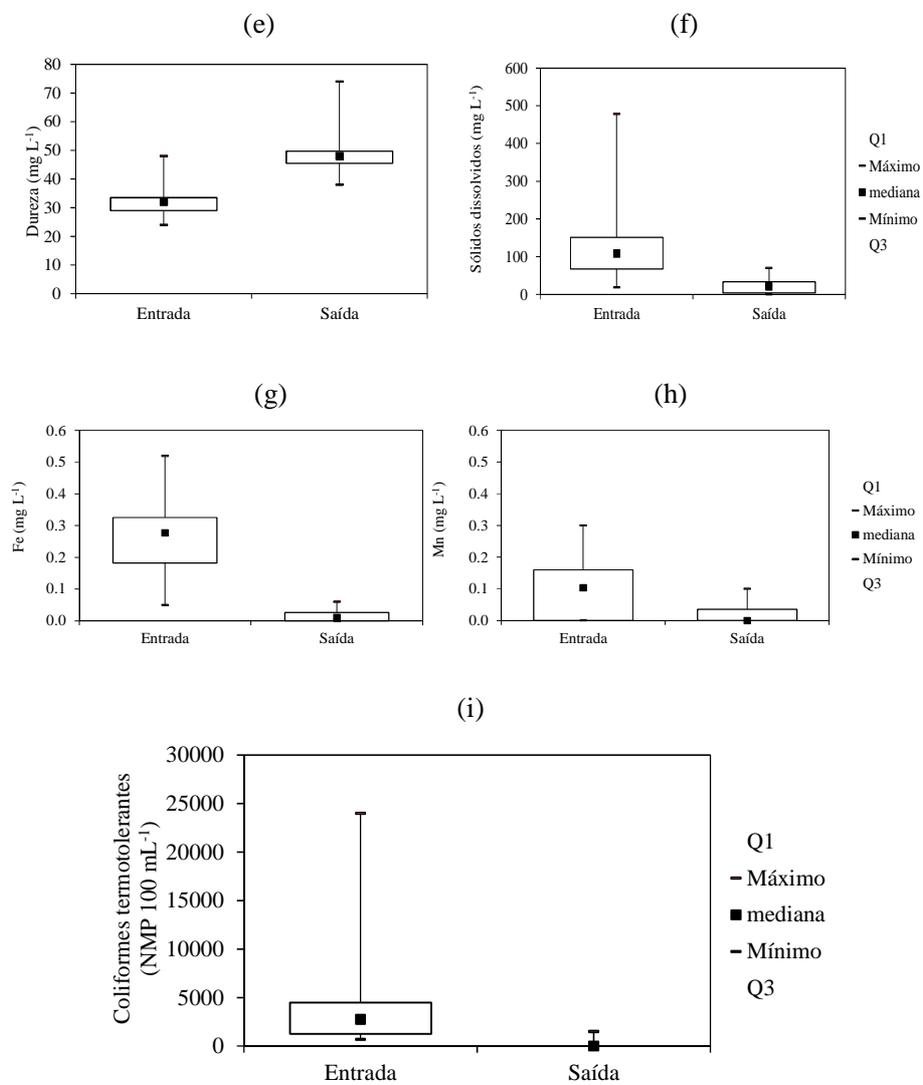


Figura 11 Monitoramento da qualidade da água tratada na ETAC: (a) turbidez; (b) cor (c) pH (d) condutividade elétrica (e) dureza (f) sólidos dissolvidos (g) ferro (h) manganês (i) Coliformes termotolerantes

A eficiência do reator UV foi, comprovadamente, satisfatória no que diz respeito à inativação de coliformes termotolerantes, parâmetro bastante restritivo para potabilização da água, uma vez que ambos os quartis apresentaram valores

zero. Os resultados positivos de coliformes termotolerantes ocorreram em duas ocasiões apenas.

De um modo geral, foram observadas maiores amplitudes nos valores afluentes, em comparação aos efluentes, indicando a manutenção da qualidade da água para consumo. A Tabela 3 representa a eficiência da ETAc com relação a todos os parâmetros avaliados, bem como os valores máximos encontrados e permitidos pelos padrões de potabilidade preconizados pela Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2012). De um modo geral, a ETAc desempenhou seu papel no processo de tratamento da água com a redução de todos os atributos físicos, químicos e biológicos avaliados, com exceção à dureza, mas com valores finais abaixo dos preconizados pela Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2012).

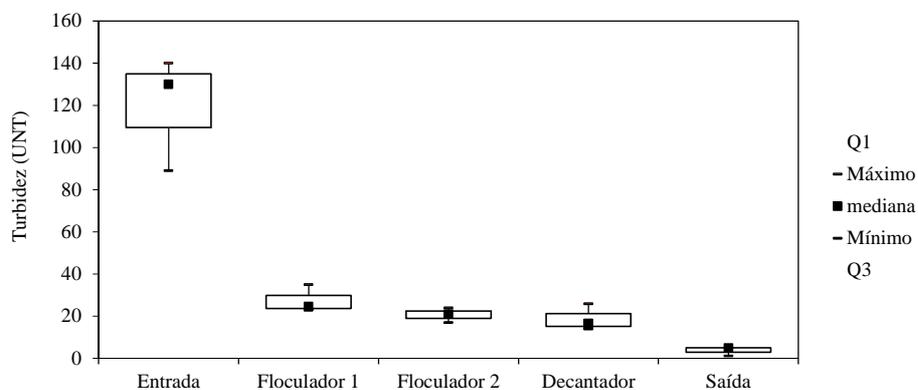
Tabela 3 Eficiência do tratamento de água e valores máximos obtidos na água tratada pela ETAc e permitidos pela portaria do Ministério da Saúde

Parâmetro	Eficiência média (%)	Valor máximo efluente	Padrão de potabilidade (portaria MS 2914/2011)
Turbidez (UNT)	89,30±11,80	3,60	5,00
Cor (uH)	93,50±7,80	10,00	15,00
Fe (mg L ⁻¹)	94,80±6,50	0,06	0,30
Mn (mg L ⁻¹)	70,00±19,30	0,10	0,10
Coliformes termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	98,6±18,20	1,5 x 10 ³ duas amostras positivas em 3 meses	Apenas uma amostra, entre as amostras examinadas no mês, poderá apresentar resultado positivo
Sólidos dissolvidos (mg L ⁻¹)	80,90±18,40	70,00	1000,00
Dureza (mg L ⁻¹)	- 52,80±24,20	74,00	500,00
Condutividade Elétrica (µs s ⁻¹)	-	97,00	-
pH	-	8,65	9,00

Pode-se observar na referida Tabela que houve uma redução nos parâmetros físicos e químicos em todas as etapas de tratamento da água na ETAc, com eficiências variando de 70% para remoção de Mn a 94,9% para remoção de Fe. O aumento da dureza e do pH devido à disponibilidade de CaCO_3 liberado pela alga não foi suficiente a ponto de violar os padrões estabelecidos pela portaria Portaria 2.914 do Ministério da Saúde no final do processo de tratamento (BRASIL, 2012).

Os resultados da simulação de turbidez e Fe estão representados na Figura 12 e Tabela 4, pelas quais observam-se baixas variações nos valores efluentes, mantendo as concentrações abaixo dos padrões exigidos em lei para potabilização e eficiências próximas de 100%. Essa etapa do estudo comprova a alta eficiência da ETAc na potabilização das águas mesmo em situações extremas, nas quais a água afluenta apresenta baixa qualidade, no que diz respeito a esses parâmetros.

(a)



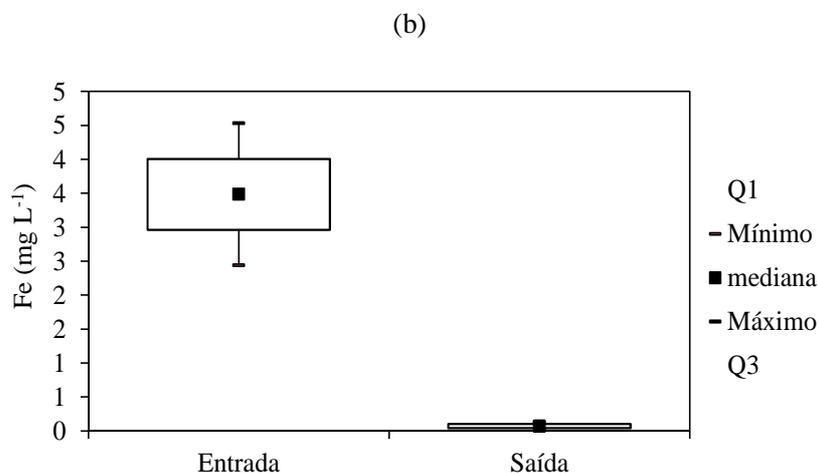


Figura 12 Simulação de turbidez e Fe no tratamento de água pela ETAc: (a) turbidez; (b) ferro

Tabela 4 Eficiência do tratamento de água e valores máximos obtidos na água tratada pela ETAc e permitidos pela portaria do Ministério da Saúde após simulação de turbidez e Fe

Parâmetro	Eficiência média	Valor máximo na água tratada	Padrão de potabilidade (portaria MS 2914/2011)
Turbidez (UNT)	96,6±2,4	5,0	5,0
Fe (mg L ⁻¹)	98,4±1,7	0,13	0,3

A aplicabilidade da ETAc para fins de suprir a demanda por água potável em áreas escassamente povoadas é notável pela comprovada eficiência na potabilização das águas, juntamente com a facilidade de operação, uso de produtos naturais e o baixo custo (R\$ 3.059,80) para implantação de uma ETAc.

4 CONCLUSÕES

- As características hidráulicas da ETAc encontraram-se dentro dos padrões estabelecidos em norma técnica para tratamento de água para consumo.
- Embora os processos de coagulação, floculação e decantação tenham produzido baixas eficiências na clarificação das águas (em torno de 30%), todos os atributos físicos, químicos e biológicos efluentes atenderam aos padrões de potabilidade, mesmo nas simulações de Fe e turbidez, refletindo na boa funcionabilidade do filtro multicamadas e do reator UV.
- A ETAc pode ser considerada como aplicável para a demanda por água potável em áreas escassamente povoadas, devido à comprovada eficiência na potabilização das águas, facilidade de operação, uso de produtos naturais e o baixo custo (R\$ 3.059,80) de implantação.

REFERÊNCIAS

AHAMMED, M. M.; DAVRA, K. Performance evaluation of biosand filter modified with iron oxide-coated sand for household treatment of drinking water. **Desalination**, Doha, n. 276, p. 287–293, 2011.

ALBERT, J.; LUOTO, J.; LEVINE, D. End-User Preferences for and Performance of Competing POU Water Treatment Technologies among the Rural Poor of Kenya **Environmental Science Technology**, Easton, n. 44, p. 4426–4432, 2010.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION / AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION / WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ARVAI, J.; POST, K. Risk management in a developing country context: improving decisions about point-of-use water treatment among the rural poor in Africa. **Risk Analysis**, New York, v. 32, n. 1, p. 67-80, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público. Rio de Janeiro, 1992. 18 p.

BAIG, S. A. et al. Improvement of drinking water quality by using plant biomass through household biosand filter: a decentralized approach. **Ecological Engineering**, Oxford, n. 37, p. 1842-1848, 2011.

BRADLEY, I. et al. Iron oxide amend biosand filters for virus removal. **Water Research**, New York, n. 45, p. 4501-4510, 2011.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm./2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 22 maio 2012.

CRISAFULLY, R. et al. Removal of some polycyclic aromatic hydrocarbons from petrochemical wastewater using low-cost adsorbents of natural origin. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, n. 10, p. 4515-4519, 2008.

DYE, T. V. et al. A qualitative assessment of beliefs attitudes and behaviors related to diarrhea and water filtration in rural Kenya. **American Journal of Public Health**, Washington, v. 101, n. 8, p. 1515-1520, 2011.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. **Saneamento rural**. Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/site/engenharia-de-saude-publica-2/saneamento-rural>>. Acesso em: 22 nov. 2013.

GRAPPERHAUS, M.; SCHAEFER, R.; LINDEN, K. Modeling of a new UV test cell for evaluation of lamp fluence rate effects in regard to water treatment, and comparison to collimated beam tests. **Journal of Environmental Engineering Science**, Ottawa, n. 6, p. 271-276, 2007.

HALEM, D. et al. Assessing the sustainability of the silver-impregnated ceramic pot filter for low-cost household drinking water treatment. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, n. 34, p. 36-42, 2009.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. 859 p.

INTERNATIONAL WATER AND SANITATION CENTER. Banco Mundial. **Monitoreo de los objetivos de desarrollo del milenio en agua y saneamiento: una revisión de experiencias y desafíos**. Lima, 2004. 82 p.

JASROTIA, S.; KANSAL, A.; KISHORE, V. V. N. Application of solar energy for water supply and sanitation in Arsenic affected rural areas: a study for Kaudikasa village, India. **Jurnal of Cleaner Production**, Amsterdam, n. 37, p. 389-393, 2012.

JULIO, M. et al. Avaliação da remoção de cianobactérias e saxitoxinas da água bruta afluyente à ETA Pitangui de Ponta Grossa/PR, utilizando os diagramas de coagulação para o cloreto férrico e o reagente de Fenton. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 9, n. 2, p. 254-273, 2009a.

JULIO, M. et al. Avaliação da influência dos parâmetros de mistura rápida, floculação e decantação no tratamento de água empregando o sulfato de alumínio, PAC, cloreto férrico e Fenton. **Teoria e Prática na Engenharia Civil**, Rio Grande, n. 13, p. 47-58, 2009b.

KARAVOLTSOS, S. et al. Evaluation of the quality of drinking water in regions of Greece. **Desalination**, Amsterdam, n. 224, p. 317-329, 2008.

KOYVUNEN, J.; HEINONEN-TANSKI, H. Inactivation of enteric microorganisms with chemical disinfectants, UV irradiation and combined chemical/UV treatments. **Water Research**, New York, n. 39, p. 1519-1526, 2005.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3. ed. Campinas: Átomo, 2010. 494 p.

LIU, T. et al. Effect of two-stage coagulant addition on coagulation ultrafiltration process for treatment of humic-rich water. **Water Research**, New York, n. 45, p. 4260-4268, 2011.

LÖFFLER, D. et al. Environmental fate of pharmaceuticals in water/ sediment systems. **Environmental Science Technology**, Easton, v. 39, p. 5209-5218, 2005.

MENDES, B.; OLIVEIRA, J. F. S. **Qualidade da água para consumo humano**. Lisboa: Lidel, 2004. 825 p.

MEUNIER, L.; CANONICA, S.; GUNTEN, U. Implications of sequential use of UV and ozone for drinking water quality. **Water Research**, New York, n. 40, p. 1846-1876, 2006.

MINAS GERAIS. Conselho de Política Ambiental. Conselho Estadual de Política Ambiental. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM / CERH-MG n° 01, de 05 de maio de 2008**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 21nov. 2013.

MUNOZ, A.; CRAIK, S.; KRESTA, S. Computational fluid dynamics for predicting performance of ultraviolet disinfection: sensitivity to particle tracking inputs. **Journal of Environmental Engineering Science**, Ottawa, n. 6, p. 285–301, 2007.

MWABI, J. K. et al. Household water treatment systems: A solution to the production of safe drinking water by the low-income communities of Southern Africa. **Physics and chemistry of the Earth**, Oxford, n. 36, p. 1120-1128, 2011.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Relatório anual de 2008**. Brasília, 2009.

PATERNIANI, J. E. S.; MANTOVANI, M. C.; SANT'ANNA, M. R. Uso de sementes de *Moringa oleifera* para tratamento de águas superficiais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 6, p. 765–771, 2009.

POULOS, C. et al. Consumer preferences for household water treatment products in Andhra Pradesh, India. **Social Science & Medicine**, Oxford, n. 76, p. 738-746, 2012.

RIGOBELLO, E. S. et al. Removal of diclofenac by conventional drinking water treatment process and granular activated carbon filtration. **Chemosphere**, Oxford, n. 92, p. 184-191, 2013.

ROCHA, C. M. B. M. et al. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Caderno de Saúde Pública**, São Paulo, v. 22, n. 9, p. 1967-1978, 2006.

SANTOS, E. P. C. C. et al. Estudo da coagulação aplicada à filtração direta descendente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 4, p. 361-370, 2007.

SILVA, A. S. et al. Revalidação de um sistema de tratamento de água: ações estratégicas da garantia da qualidade em uma indústria farmacêutica. **Revista Brasileira de Farmácia**, v. 89, n. 2, p. 168-171, 2008.

SILVA, G. G. et al. Tratamento de água de reservatórios por dupla filtração, oxidação e adsorção em carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 1, p. 71-80, 2012.

WORLD BANK. **Water and sanitation program annual: report 2002-2003**. Washington, 2004. 55 p.

ZANAROTTO, R. et al. Avaliação da eficiência da clorofila e da luz natural no processo de degradação fotoquímica do corante tóxico congo red. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, Vitória, n. 4, p. 1-8, 2007.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- O agente coagulante extraído da *Moringa oleifera* apresenta como uma alternativa a ser utilizada nos sistemas de tratamento de água no processo da clarificação da água.
- O carvão ativado proveniente de resto de palhadas das atividades agrícolas bem como a alga marinha *Lithothamnium calcareum*, demonstraram ser eficientes no processo de filtração e sorção dos elementos Fe e Mn, favorecendo a clarificação da água.
- O tratamento de água pela ETAc foi eficiente na redução dos atributos físicos, químicos e biológicos, com valores efluentes que atendem aos padrões de potabilidade.

SUGESTÕES

Ensaio de Jarrest, abrangendo outras formas de extração da semente de *M. oleifera* e outros valores de turbidez iniciais pode refinar os resultados aqui encontrados e contribuir para determinação da concentração ótima a ser utilizada na ETAc. A produção de carvão ativado pode ser conduzida de forma a baratear essa etapa do processo de tratamento, como o emprego de menores temperaturas de pirólise, por exemplo.

A simulação de maiores concentrações de outros parâmetros químicos, físicos e biológicos afluentes na ETAc, como metais pesados, contaminantes emergentes, componentes orgânicos, algas e cianobactérias, protozoários e vírus, entre outros, pode auxiliar no entendimento da eficiência de remoção dos diversos outros padrões estabelecidos em lei, a fim de identificar a aplicabilidade da ETAc para diversas situações de qualidade da água de captação.