

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO DO SEMIÁRIDO EM SISTEMA CONVENCIONAL SEGUIDO DE ADSORÇÃO DE CARVÃO ATIVADO GRANULAR

Josivaldo Rodrigues Sátiro (1), Maria Virginia da Conceição Albuquerque (1), Railson de Oliveira Ramos (2), Sabrina Maia Sousa (3) Wilton Silva Lopes (4)

Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) – josivaldosatiroo@gmail.com

RESUMO

O semiárido brasileiro abriga cerca de 2,2 milhões de famílias, mais de 10 milhões de pessoas e se caracteriza pela reduzida disponibilidade de água e pela insegurança dessas fontes, acentuada pela diferença marcante entre o período chuvoso e o seco e a incerteza das chuvas. Se observarmos a atual situação da Paraíba que está inserida no semiárido Brasileiro, cerca de 90% das cidades estão em situação de emergência por conta da estiagem que atinge a região. Com a seca na região aumenta o processo de eutrofização, surgindo a necessidade de aplicar o tratamento convencional nas águas de abastecimento do semiárido. O Carvão Ativado Granular quando associado ao tratamento convencional de água, pode ser utilizado sob a forma de colunas, configurando a pré-adsorção e a pós-adsorção. A capacidade adsorptiva do CAG é alcançada no seu tratamento. A preparação envolve duas etapas principais: a carbonização da matéria-prima em temperaturas abaixo de 800 °C em uma atmosfera inerte e ativação do produto a temperaturas de 950 a 1000 °C. Logo, o tratamento convencional quando associado ao uso do Carvão Ativado Granular (CAG) tem sua importância na remoção de cianobactérias e cianotoxinas, como também na desinfecção dos subprodutos, sendo capaz de remover cor, sabor e turbidez dos efluentes.

PALAVRAS-CHAVE: Semiárido; Seca; Tratamento convencional; CAG.

1 - INTRODUÇÃO

Um dos mais relevantes problemas mundiais, é a ausência de água de qualidade, no Brasil perpassa pelas grandes secas que vêm afetando o país. Pela Constituição Federal de 1988, cabe aos governos estaduais a missão de gerir e administrar a captação e distribuição de água, embora o governo federal tem necessidade de atuar por intermédio do fornecimento de verbas públicas e obras interestaduais. Nesse sentido, alguns governos, por questões administrativas ou até políticas, podem apresentar algumas falhas, principalmente no que se refere ao planejamento no manejo dos recursos hídricos.

Segundo relatório divulgado pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e o UNICEF, 748 milhões de pessoas não tinham acesso a uma fonte de água tratada em 2012 (WHO; UNICEF,

2014). No Brasil, 17,5% da população não é atendida por redes ligadas a sistemas de abastecimento, sendo fontes alternativas (poços, nascentes, cisternas, carro pipa etc.) a solução para seu abastecimento (BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA, 2014).

O semiárido brasileiro abriga cerca de 2,2 milhões de famílias, mais de 10 milhões de pessoas e se caracteriza pela reduzida disponibilidade de água e pela insegurança dessas fontes acentuadas pela diferença marcante entre o período chuvoso e o seco e a incerteza das chuvas. Embora haja regiões com precipitação de 800 mm anuais, outras apresentam 300 mm com intensos veranicos. O período chuvoso concentra-se em aproximadamente quatro meses e o elevado déficit hídrico se associa com a alta taxa de evapotranspiração de até 3000 mm/ano (VIEIRA & JOAQUIM FILHO, 2006).

Se observarmos a atual situação da Paraíba que está inserida no semiárido Brasileiro, cerca de 90% das cidades estão em situação de emergência por conta da estiagem que atinge a região. Isso que corresponde a aproximadamente 196 dos 223 municípios do estado. Essa acentuada estiagem compromete o fornecimento de águas de qualidade para a população, além disso, trás diretos prejuízos para agricultura e pecuária.

O crescimento demográfico e a urbanização em todo o semiárido intensificaram as atividades antrópicas como a agricultura, a indústria, a mineração. O descarte de resíduos sólidos, esgoto sem tratamento ou inadequadamente tratados, efluentes industriais e agrícolas, produtos químicos como fertilizantes, são despejados diretamente nos corpos aquáticos alterando as características físico-químicas, biológicas e conseqüentemente seus usos (ESTEVEZ, 2011).

Com isso, surge a necessidade de empregar o tratamento convencional nos mananciais de abastecimento. Com a seca na região aumenta o processo de eutrofização, que resulta no aumento da atividade primária dos corpos de água e se expressa principalmente através do crescimento excessivo de componentes fitoplanctônicos, tais como microalgas, cianobactérias e macrófitas, sendo comumente denominados de florações ou “blooms”.

Os gêneros de cianobactérias que se destacam pela sua ampla distribuição, pela sua capacidade potencial de produzir toxinas e pelos efeitos que estas causam em outros organismos do ambiente aquático são *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* e *Nodularia* (CEBALLOS; AZEVEDO; BENDATE, 2006).

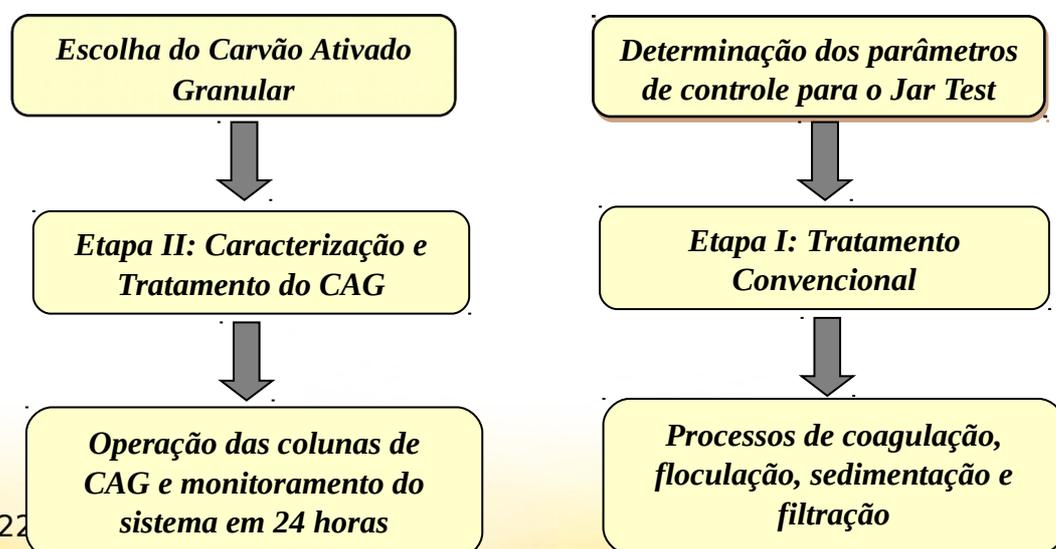
Os primeiros registros de florações de cianobactérias na Paraíba foram reportados no parque Solón de Lucena (BARBOSA et al., 2001), uma lagoa natural localizada na área urbana da capital

paraibana. Dos reservatórios destinados à distribuição pública, os primeiros registros de cianobactérias ocorreram no reservatório Acauã, na região do Médio Rio Paraíba, apresentando de florações de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (BARBOSA & WATANABE, 2000; MENDES & BARBOSA, 2004). Dos 20 maiores reservatórios Paraibano, 3% apresentaram florações de cianobactérias no ano de 2006. Em 2007 o percentual passou a ser 20%, em 2008 45% e 62% em 2009 (VASCONCELOS et al, 2009).

O processo convencional (coagulação química, floculação, sedimentação e filtração rápida) é a tecnologia de tratamento de água de uso predominante no Brasil. Todavia, tais processos não são capazes de remover microcistinas no padrão de potabilidade da portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, sendo necessárias etapas adicionais ou uso de novas tecnologias nas quais promovam a remoção de microcistinas (DI BERNARDO *et al.*, 2005; DRIKAS *et al.*, 2009). O tratamento convencional tem sua importância para remoção dessas cianobactérias e cianotoxinas, como também para desinfecção dos subprodutos. Conseguindo remover cor e sabor da água que essas cianobactérias provocam. Esse tipo de tratamento usando coagulação, floculação, sedimentação e filtração são eficazes também para remoção de turbidez desses corpos hídricos.

2 - METODOLOGIA

O experimento foi desenvolvido no Laboratório de Química e de Sanitária Ambiental (LAQUISA), localizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários – EXTRABES, área essa pertencente à Companhia de Água e Esgoto do estado da Paraíba (CAGEPA) que foi concedida como centro de pesquisa a Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), situado no bairro do Tambor, município de Campina Grande – PB, Brasil.



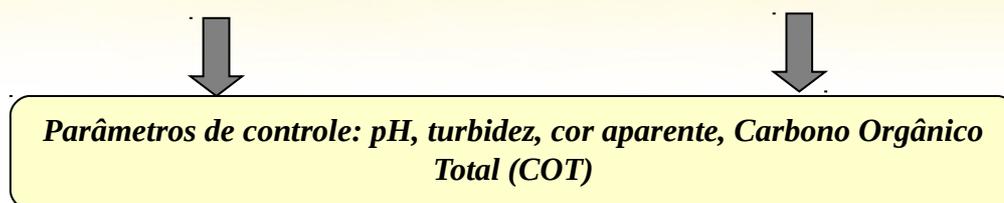


Figura 1 Fluxograma das etapas que foram desenvolvidas na pesquisa

2.1 - COLUNAS DE CARVÃO ATIVADO

Foram construídas duas colunas de carvão ativado granular, uma com a massa de 5 gramas e outra com 2,5 gramas do (CAG). Utilizou-se um cano de PVC com diâmetro interno de 21 mm. A granulometria dos carvões avaliados são de 8x12 e 12x40 mesh e a vazão fixada para cada filtro foi de 0,5 L.h⁻¹.

Tabela 1 Especificações do Carvão Ativado Granular

ESPECIFICAÇÃO	VALOR
Número de iodo	Min. 900 mg.g-1
Massa Específica	Min. 0,45 - 0,55 ± 0,05 g.cm-3
Dureza	Min. 95%
Abrasão	Min. 85%
Cinzas	Max. 10%
Granulometria	12x40 mesh
Umidade ao embalar	Max. 3%

O tempo de monitoramento do sistema foi de 24 horas, no qual foi determinado os valores de COT (carbono orgânico total) na água bruta (entrada), na água decantada (após a sedimentação) e na água após a filtração no filtro de papel. Os parâmetros de controle foram turbidez, pH, temperatura, cor aparente.

O sistema experimental foi constituído em escala de bancada compreendendo as etapas de Tratamento convencional (coagulação (Elaboração de diagramas de coagulação) / floculação/ sedimentação/ filtração). Foram realizados ensaios de coagulação, floculação e sedimentação em

Jar test para determinar o pH ótimo e as melhores condições de coagulação e sedimentação. O equipamento é da marca *PoliControl* e apresenta gradientes de velocidade até 1000 s^{-1} .

Tabela 2 Parâmetros de controle a serem utilizados nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

PARÂMETRO	VALOR
Tempo de Mistura rápida (T mr)	60 s
Gradiente médio de mistura rápida (G mr)	120 s^{-1}
Tempo de floculação (T f)	20 min
Gradiente médio de floculação (G mf)	40 s^{-1}
Velocidade de sedimentação (V s)	$1,40\text{ cm.min}^{-1}$

Fonte: SANTIAGO (2008) adaptado do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB) Edital 5 tema 1 (2006).

2.2 - ETAPAS DO TRATAMENTO

O procedimento teve como objetivo o tratamento da água em sistema convencional experimental configurado para as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e adsorção com colunas de carvão ativado granular. A figura 2 a seguir mostra como foi executado o sistema experimental. Iniciando com as bateladas no JarTest, Sedimentação, Filtração e Adsorção com carvão ativado, respectivamente.

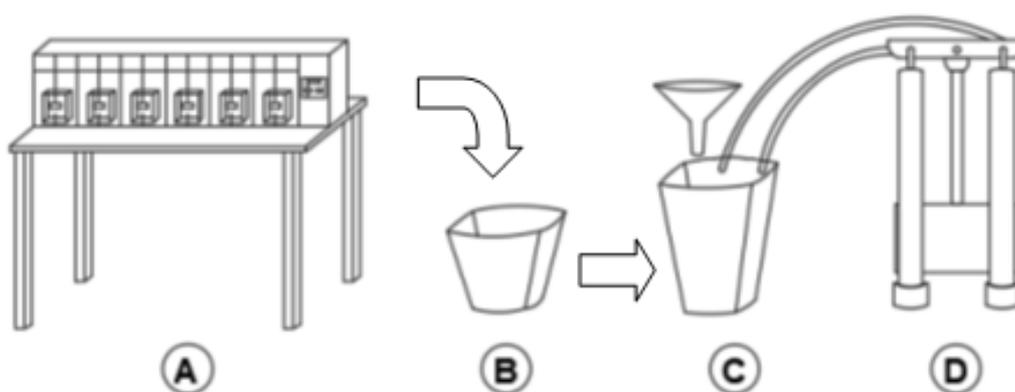


Figura 2 Esquema do sistema operacional A) Equipamento de Jar Test B) Balde com água decantada C) Filtração com membrana de papel D) Colunas de carvão ativado granular

- **Elaboração dos diagramas de coagulação para o Sulfato de Alumínio** Foram realizados ensaios com a água de estudo (AE) variando as faixas de pH (4,5 a 9,5) e as dosagens (14 a 30 mL) do coagulante Sulfato de Alumínio ($Al_2(SO_4)_3$). (14-18) H_2O . Esses ensaios objetivaram identificar a eficiência de remoção turbidez, cor aparente, utilizando diferentes dosagens do Sulfato de Alumínio, em uma faixa ampla de pH.

A) Floculação

Nesta etapa foi analisado a influência do pH na formação dos flocos. A floculação foi iniciada após a amostra ter passado pelo processo de coagulação. Em geral, a coagulação consiste em desestabilizar as partículas através da introdução de coagulantes, que poderão ser eficientemente removidas por processos de separação subsequentes tais como sedimentação, flotação, filtração e adsorção.

B) Sedimentação

A finalidade desta etapa foi determinar o melhor tempo de sedimentação a partir dos melhores resultados obtidos nos processos anteriores (melhor dosagem do ($Al_2(SO_4)_3$). (14-18) H_2O e o pH ótimo de coagulação). Logo, nesta etapa foi verificado a influência do tempo na remoção da cor e turbidez.

C) Filtração

Nesse procedimento foi utilizado o papel de filtro, com objetivo de melhorar a turbidez da água em estudo. As partículas são retidas devido aos poros menores, já que esse tipo de membrana é uma forma especial de filtração de superfície.

D) Colunas de carvão ativado granular

As colunas de carvão foram construídas da mesma forma dos filtros de areia. Foram utilizados tubos de PVC com diâmetro interno de 21 mm. A vazão fixada para cada coluna de CAG foi de $0,5 L.h^{-1}$. Todos os procedimentos efetuados para a construção e preparação das colunas de carvão ativado granular seguiram as normas da ASTM D.6586-03 e D.3922-89.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÕES

O processo de adsorção por carvão ativado é de grande importância para a potabilização de águas do semiárido e é utilizado geralmente para remoção de impurezas dissolvidas que geralmente são encontrados em pequenas proporções.

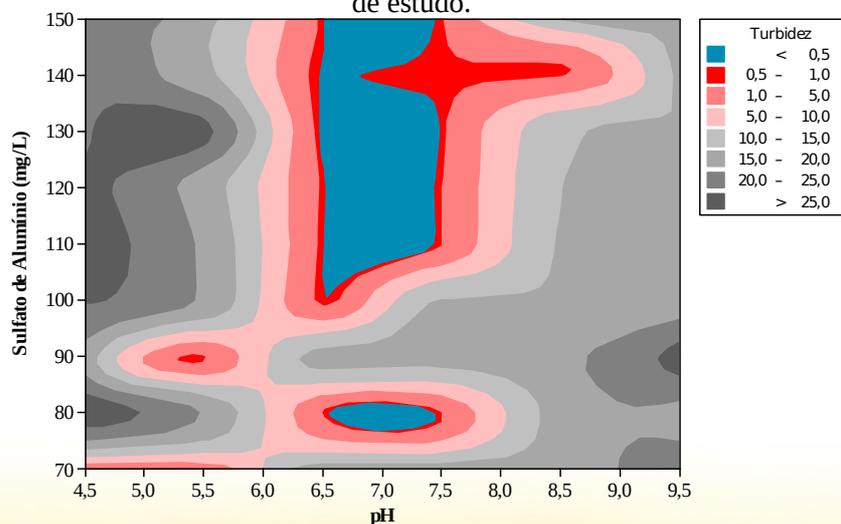
3.1 - MELHORES CONDIÇÕES PARA COAGULAÇÃO

Inicialmente, a partir de nove ensaios de *Jar Test* realizados, aplicando-se os parâmetros mencionados na Tabela 02, foram elaborados diagramas de coagulação utilizando como coagulante o sulfato de alumínio.

Sabe-se que para a escolha da melhor dosagem é necessário obter uma menor concentração do coagulante ajustado a um pH o mais próximo possível do natural. Os ensaios foram realizados com pH de coagulação de 4,5; 5,5; 6,5; 7,5; 8,5 e 9,5. Avaliaram-se dosagens de 70 até 150 mg.L⁻¹ (em intervalos de 10 mg.L⁻¹), ainda que significativamente superiores às comumente aplicadas em escala real. Os diagramas foram elaborados considerando a remoção da cor aparente, em decorrência dos valores de turbidez.

Na elaboração do diagrama 1 (Figura 03) foi observado que nos processos de coagulação, floculação e sedimentação é produzida água com turbidez remanescente menor que 5uT para o pH de 6,5 com dosagens de 100 a 150 mg.L⁻¹ de sulfato de alumínio, sendo possível identificar outra região para esse valor de turbidez remanescente, para o pH de 7,0 e dosagem de 80 mg.L⁻¹

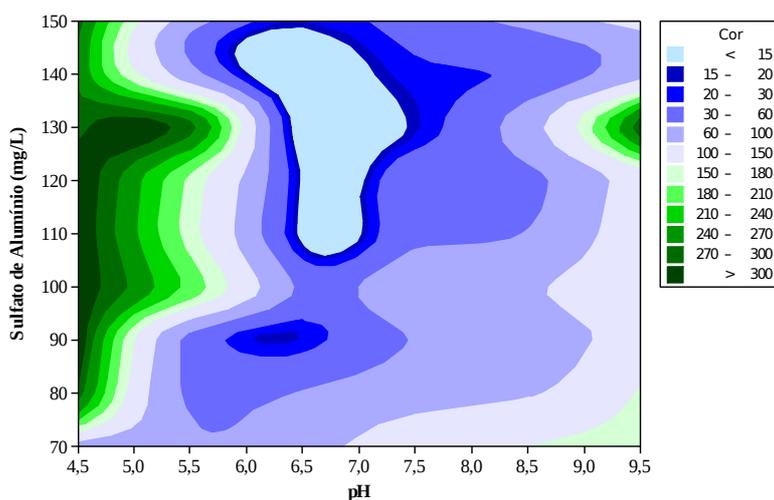
Figura 3 Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da turbidez remanescente para água de estudo.



Os melhores resultados para turbidez remanescente foram obtidos em doses entre 110 a 130 mg.L⁻¹ para os valores de pH de 6,5. Pode-se também observar no diagrama 1 que dosagens de 90 mg.L⁻¹ para os valores de pH na faixa de 6,0 a 8,0 resultam em maiores valores (15 a 20 uT) de turbidez remanescente.

No diagrama 2 (Figura 03) é possível identificar valores de cor aparente remanescente menor que 15 uH em diferentes regiões no pH de 6,5 para dosagem de 110 a 140 mg.L⁻¹. Pode-se observar que esses valores corroboram com os dados de turbidez remanescente obtidos no diagrama 1 (Figura 02). Dosagens entre 60 a 90 mg.L⁻¹ resultaram em valores de cor aparente remanescente entre 60 e 100 uH. O percentual de remoção da cor aparente foi de 97 a 98% para dosagem entre 110 e 130 mg.L⁻¹ do coagulante e pH de coagulação de 6,5 respectivamente.

Figura 4 Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio em função da cor aparente para água de estudo.



3.2 - ESPECIFICAÇÕES INICIAIS DA ÁGUA DE ESTUDO

A avaliação da fase móvel foi realizada sob duas combinações diferentes de componentes orgânicos com o intuito de avaliar a melhor sensibilidade na detecção de MC-LR. A primeira tentativa foi realizada usando o metanol e a segunda usando acetonitrila. Nos dois ensaios foram adicionados 0,1% de ácido fórmico. De acordo com CONG et al., 2006 a adição do ácido fórmico, na fase móvel, torna melhor a ionização da MC-LR, aumentando, dessa forma, a sensibilidade quando a aquisição é feita no modo positivo.

Foi verificado também quantidade inicial de contaminação do efluente por compostos sintéticos, utilizando o método de (COT), carbono orgânico total que é uma expressão que

denomina toda a matéria orgânica presente em uma amostra aquosa. As substâncias orgânicas podem ser classificadas com base nas características físico-químicas entre si.

Em relação aos sais minerais, íons metálicos foram observado altos valores presente no corpo hídrico em estudo. A princípio, foi analisado a presença de Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ em três momentos: na água bruta, água decantada e na água após a filtração.

Tabela 3 **Características iniciais da água de estudo**

PARÂMETROS	ÁGUA EM ESTUDO		
	Água Bruta	Água decantada	Água filtrada
<i>MC – LR</i>	4,060 µg/mL	4,713 µg/mL	3,842 µg/mL
<i>COT</i>	17,35mg/L	10,75 mg/L	10,34 mg/L
<i>Na⁺</i>	1240,0922 mg/L	1210,6616 mg/L	1195,4553 mg/L
<i>K⁺</i>	115,0674 mg/L	11,0839 mg/L	114,5351 mg/L
<i>Ca²⁺</i>	174,9552 mg/L	154,7250 mg/L	149,6312 mg/L
<i>Mg²⁺</i>	4,6167 mg/L	3,4286 mg/L	3,4664 mg/L

3.3 - REMOÇÃO DE COR APARENTE E TURBIDEZ

Após o tratamento convencional a tabela 04 e tabela 05 apresentam-se os resultados em média da duas colunas de carvão ativado granular (Coluna 01 – 2,5 gramas e Coluna 02 – 5,0 gramas) de cor aparente e turbidez, nos pontos monitorados durante 24 horas de amostras coletadas. Antes do tratamento a água de estudo apresentava uma média de cor aparente de 255 (uH) e se reduziu para a uma média de 30 (uH). A Portaria 2914/2011 estabelece (cor aparente de 15 uH), ao passar pelas colunas de carvão ativado essa concentração foi reduzida indicando remoção de parcela da matéria orgânica devido à baixa turbidez.

O valor médio da turbidez da água de estudo (AE) foi de 29,2 (NTU) e se reduziu a uma média de 5,3 (NTU). Após passar pelas colunas de carvão ativado granulado foram observadas remoções significativas da turbidez. Já que os valores estabelecidos pela Portaria 2914/2011 é (de < 0,5 NTU).

A tabela 04 a seguir mostra os resultados da primeira coluna que tinha 5 gramas de massa de carvão, os valores de turbidez e cor aparente coletados em 24 horas nos seguintes horários: Ponto

01 (13:30h), Ponto 02 (16:30h), Ponto 03 (19:30h), Ponto 4 (22:30h), Ponto 05 (04:30h), Ponto 06 (10:30h) e Ponto 07 (13:30h).

Tabela 4 **Remoção de Cor e Turbidez - Coluna 01**

PONTOS	COR (uH)	TURBIDEZ (NTU)	REMOÇÃO COR (%)	TURBIDEZ NTU (%)
1	11	0,885	95,68627451	96,96917808
2	9,5	0,785	96,2745098	97,31164384
3	6,8	5,97	97,33333333	79,55479452
4	7,3	0,48	97,1372549	98,35616438
5	5,6	0,35	97,80392157	98,80136986
6	4,9	0,375	98,07843137	98,71575342
7	4	0,365	98,43137255	98,75

A tabela 05 a seguir mostra os resultados da segunda coluna que tinha 2,5 gramas de massa de carvão, os valores de turbidez e cor aparente coletados em 24 horas nos seguintes horários: Ponto 01 (13:30h), Ponto 02 (16:30h), Ponto 03 (19:30h), Ponto 4 (22:30h), Ponto 05 (04:30h), Ponto 06 (10:30h) e Ponto 07 (13:30h).

Tabela 5 **Remoção de Cor e Turbidez - Coluna 02**

PONTOS	COR (uH)	TURBIDEZ (NTU)	REMOÇÃO COR (%)	TURBIDEZ NTU (%)
1	19,335	0,65	92,41764706	97,7739726
2	16,833	0,47	94,09368421	98,39041096
3	14,8	0,09	94,80701754	99,69178082
4	12,1	0,285	95,75438596	99,0239726
5	11,6	0,325	95,92982456	98,8869863
6	10,033	0,595	96,47964912	97,96232877
7	8,674	0,94	96,95649123	96,78082192

4 - CONCLUSÃO

- O processo de adsorção por carvão ativado é de grande importância para a potabilização de águas e sua aplicação rentável depende de um entendimento do adsorvente e dos processos que influenciam a sua utilização;
- A coagulação, floculação e sedimentação mostraram-se eficientes na remoção de cor aparente e turbidez para dosagem de sulfato de alumínio superior a 100 mg.L⁻¹ e pH de coagulação de 6,5. Os valores máximos de remoção de cor aparente e turbidez foram de 97 e 98% para dosagens entre 110 e 130 mg.L⁻¹ do coagulante respectivamente.
- A partir dos ensaios de coagulação observou-se uma boa remoção de cor e turbidez variando de 94% a 98% aproximadamente. Após ter observado os resultados de turbidez e cor aparente, seria interessante analisar e quantificar a quantidade de microcistina-LR presente nos corpos hídricos.

5 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZEVEDO, S.M.F.O. et al. First report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Journal of Applied Phycology*, n. 6, p. 261-265, 1994.

BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES; SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA. Sistema nacional de informações sobre saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgotos - 2013. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. 181 p.

BARBOSA, E.R; MARTI'NEZ, D.; MARTI'NEZ, E.; DIONYSIOU, D.D. Degradation of microcystin-LR toxin by Fenton and Photo-Fenton processes. **Toxicon**, v.43, p.829-832, 2004.

BARBOSA, J. E. L.; WATANABE, T. 2000. O fitoplâncton como discriminador ambiental no diagnóstico das bacias hidrográficas envolvidas no projeto de transposição do Rio São Francisco para o Nordeste Setentrional. In: V simpósio de Ecossistemas Brasileiros: conservação, 2000, Vitória – ES: Universidade Federal do Espírito Santo,. V. 4. P. 449-456.

CEBALLOS, B.S.O.; AZEVEDO, S.M.F.O.; BENDATE, M.M.A. Fundamentos biológicos e ecológicos relacionados as cianobactérias. In: PÁDUA, V.L. (Org.). Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 23-81.



ESTEVEES, F.A. Fundamentos de limnologia. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

VIEIRA, V. P.P.B; FILHO, JOAQUIM.C.G.G **Água doce no Semi-árido**. In: REBOUÇAS, A da C. ET AL. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3. Ed. São Paulo: Escrituras, 2006. Cap.15, p.481-505.

WHO; UNICEF. Progress on drinking water and sanitation - 2014 update. Geneva: WHO, 2014. 78p.

WU, F.F.; XANG, X. Eutrophication Evaluation Based on Set Pair Analysis of Baiyangdian Lake, North China. **Procedia Environmental Sciences**, v. 13, p. 1030- 1036, 2012.

