

## **I-316 – ESTUDO DE APRIMORAMENTO DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO NO TRATAMENTO DE ÁGUA DO RIO IGUAÇU**

**Gabrielle Ramos Aragão de Araújo** <sup>(1)</sup>

Engenheira Civil pela Faculdade de Rondônia (FARO). Mestranda em Engenharia de Recursos Hídrico e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

**Jéssica Cristine Neves Schnier**

Cientista Ambiental pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). Mestranda em Engenharia de Recursos Hídrico e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

**Túlio Salatiel Cintra**

Engenheiro Ambiental pela Universidade Federal de Goiás (UFG). Mestre em Engenharia de Recursos Hídrico e Ambiental pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).

**Ramiro Gonçalves Etchepare**

Engenheiro Ambiental pela Universidade Luterana do Brasil. Mestre em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Doutor em Tecnologia Ambiental pela UFRGS.

**Endereço** <sup>(1)</sup>: Rua Frei Fabiano de Cristo, 71–Jardim das Américas - Curitiba - PR- CEP: 81530-110 - Brasil - Tel: (41) 98850-4175 - e-mail: [gabrielleramos330@gmail.com](mailto:gabrielleramos330@gmail.com)

### **RESUMO**

O setor de saneamento no Brasil enfrenta uma série de desafios relacionados às estações de tratamento de água (ETAs), suas operações diversas e a necessidade de produção de água com qualidade suficiente para atingir padrões de consumo cada vez mais restritivos. No presente estudo, foi escolhido como estudo de caso o rio Iguaçu, localizado no Estado do Paraná, em função de sua representatividade como um manancial em estado de recente deterioração de qualidade. Amostras deste manancial foram coletadas e foi realizado o tratamento em nível de laboratório avaliando diferentes parâmetros do processo físico-químico na redução de turbidez da água. Os coagulantes empregados no estudo foram o sulfato de alumínio e o cloreto de polialumínio (PAC), tendo sido avaliado: o efeito do pH, a concentração de coagulante, o gradiente de velocidade da mistura rápida e lenta, o tipo e a concentração de polímero (auxiliar de floculação). Os resultados indicaram como condições ótimas de coagulação e floculação o tratamento utilizando 35 mg.L<sup>-1</sup> de PAC em pH 6,5 e como auxiliar de floculação, 0,5 mg.L<sup>-1</sup> de poliacrilamida aniônica. Esta pesquisa aplicada é importante para validar o processo de clarificação por coagulação-floculação, seguida de sedimentação, no tratamento de águas provenientes de mananciais degradados (Classe III).

**PALAVRAS-CHAVE:** Rio Iguaçu, Turbidez, Gradiente de mistura, Polímero, Cloreto de Polialumínio.

### **INTRODUÇÃO**

A água potável deve ser segura para a saúde dos consumidores e manter um controle de elementos como o pH do meio, alcalinidade, a correta concentração de minerais e a ausência de qualquer microorganismo. Sendo assim, a água de abastecimento público deve seguir aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria de Consolidação 5/2017 do Ministério de Saúde (Brasil, 2017). Tais padrões devem ser assegurados pelas concessionárias de tratamento de água, uma vez que a qualidade e quantidade de água tratada é um indicador de saúde e bem-estar da sociedade consumidora. As águas naturais apresentam uma grande quantidade de microorganismos e substâncias, capazes de prejudicar a saúde humana. A seleção do método de tratamento deve respeitar o indicado pela CONAMA 357/2005 e a demanda estabelecida pelo usuário final. No Brasil, o tratamento mais utilizado é o por ciclo completo, que consiste da combinação de processos físico-químicos, como a coagulação, floculação, sedimentação, filtração, cloração e fluoretação. As concessionárias fornecedoras de serviço de abastecimento público de água, no entanto, enfrentam desafios relacionados ao aprimoramento dos serviços de tratamento, onde a qualidade do manancial e o desempenho do coagulante possuem papel fundamental. A baixa qualidade dos mananciais disponíveis aponta uma necessidade de melhorias na forma de tratamento atual.

Com relação à atual demanda média do país para o abastecimento urbano, a projeção feita pela ANA (2010), aponta um crescimento de  $570 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  em 2015 para  $630 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$  para 2025, mas considerando que 84% das sedes urbanas precisam de investimentos para adequação, visto que em 2010 a demanda máxima de água que poderia ser atendida pelos sistemas era de  $543 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ . De acordo com o Plano Diretor do Sistema de Abastecimento de Água Integrado de Curitiba e Região Metropolitana, elaborado pela SANEPAR (CURITIBA, 2013), o diagnóstico do sistema de abastecimento apresenta um déficit de produção de  $687 \text{ l.s}^{-1}$  no ano de 2013 e de  $920 \text{ l.s}^{-1}$  em 2016, mostrando uma sobrecarga no abastecimento de água potável.

Uma das estações de tratamento de água integrante do sistema de abastecimento da RMC é a ETA Iguaçu, que inicialmente utilizava água do rio Iguaçu. Entretanto devido ao grande aporte de sedimentos, emissão de esgotos domésticos e declínio da qualidade da água deste manancial, o uso das águas do rio Iguaçu para abastecimento público foi interrompido em 2006. Estudos de caracterização da qualidade da água realizados ao longo do rio Iguaçu por Gonçalves e Fernandes (2017) e Ide et al. (2013) apresentam resultados que comprovam a degradação na qualidade do rio devido aos efeitos da ocupação desordenada e do despejo de efluentes, como variação de 1.300.000 NMP/100mL até 7.000.000 NMP/100mL de concentração de *E. coli*, além da baixa concentração de oxigênio dissolvido. Entretanto, o rio Iguaçu pode ser revitalizado e áreas que ainda não sofreram com a influência antrópica podem ser preservadas. Atualmente não há coleta e tratamento de água voltado para o consumo humano no ponto de estudo localizado no rio Iguaçu no município de Araucária, entretanto poderia ser uma opção a se considerar para atender a demanda de água da RMC.

O presente estudo visou à aplicação e otimização das etapas de coagulação e floculação do rio Iguaçu pertencente à RMC. A coagulação e floculação ocorrem em etapas sucessivas com a função de desestabilizar o campo elétrico das partículas e formar agregados com maior distribuição granulométrica para separação sólido-líquido. Na etapa de coagulação, são adicionados coagulantes para a desestabilização das partículas. Libânio (2010) classificou a atuação da coagulação em quatro mecanismos que podem atuar simultaneamente ou não, no processo de tratamento. O mecanismo da varredura é o mais utilizado nas estações de tratamento de água (ETA). A varredura ocorre em função da dosagem do coagulante e do pH da água, formando flocos maiores e mais propensos a sedimentarem ou flotarem. O tratamento da água por coagulação é realizado pela adição de sais metálicos de alumínio ou ferro, os quais, na solução aquosa, são dissociados em sua forma iônica trivalente ( $\text{Al}^{3+}$  e  $\text{Fe}^{3+}$ ), hidrolisados e formam complexos carregados positivamente, sendo altamente interativos com os colóides com carga negativa (DUAN; GREGORY, 2003).

Na etapa de floculação, a adição de poliacrilamidas é opcional, a mistura que ocorre nessa fase é destinada a aumentar a probabilidade de colisão dos coágulos e flocos, proporcionando a agregação e o crescimento dos mesmos. A adição de polímero como auxiliar na floculação pode ser feita por meio de produtos ionizáveis positivos (catiônico) e negativos (aniônico). Os polímeros catiônicos atuam na adsorção neutralizando a carga negativa das partículas, enquanto o aniônico conecta os colóides através da formação de pontes químicas (LIBÂNIO, 2010).

O trabalho propõe um estudo do processo de coagulação e as abordagens para melhorar o desempenho da coagulação e floculação e atender ao padrão de qualidade de turbidez residual estabelecido na legislação vigente. Um dos problemas operacionais bastante frequente nas ETAs é a superdosagem do coagulante, o que resulta em um aumento considerável da quantidade de lodo gerado, na diminuição do pH e até a colmatção dos filtros, enquanto que uma dose mais baixa é geralmente a causa dos metais residuais que permanecem na água tratada (IBRAHIM; AZIZ, 2014).

Em um cenário brasileiro onde as ETAs enfrentam problemas como a sobrecarga de demanda do abastecimento de água para atender as atividades humanas e a degradação dos recursos hídricos provocado pelo lançamento de efluentes domésticos e industriais em mananciais, são necessários estudos para análise das técnicas de tratamento e otimização dos processos operacionais utilizados. O tratamento de água para abastecimento público passa a ser um desafio, seja pelos grandes volumes de água envolvidos ou pela degradação da qualidade da água dos mananciais disponíveis. E por meio dos ensaios, será investigado o uso dos produtos químicos de forma a obter uma melhora na qualidade do tratamento, variando a concentração dos coagulantes sulfato de alumínio e policloreto de alumínio (PAC) e dos floculantes usando um polímero aniônico e um catiônico.

## OBJETIVO

O objetivo do presente trabalho é a aplicação e melhora do processo físico-químico de coagulação e floculação no tratamento de água bruta do rio Iguaçu para fins de abastecimento público. Os objetivos específicos incluem estudos em escala de laboratório da otimização e obtenção de parâmetros de processo: i. pH; ii. concentração de coagulante; iii. gradiente de velocidade; e iv. tipo e concentração de floculante.

## MATERIAIS

A água bruta a ser utilizada nos testes de bancada é proveniente do rio Iguaçu, com amostras coletadas no trecho do município de Araucária/PR. Por ser um rio que percorre uma área urbana, possui influência direta de substâncias poluidoras de origem doméstica, industrial e de escoamento difuso, sendo a maioria sem tratamento. O rio Iguaçu abastece a Estação de Tratamento de Água Industrial de Araucária (ETAIA) da Sanepar (IAP, 2005).

Estudos realizados ao longo do rio Iguaçu apontam condições precárias de qualidade da água, com altos teores de coliformes e de matéria orgânica. Quando avaliado os parâmetros de qualidade DBO, DQO e oxigênio dissolvido os valores registrados pelas pesquisas de Gonçalves e Fernandes (2017), Ide et al. (2013) e Knapik (2009) estavam acima do permitido pela CONAMA para a classe III desse rio em diversos pontos ao longo da bacia. Nesses casos onde a qualidade da água é afetada pelo despejo de efluentes, pode acarretar impactos negativos no meio ambiente, na restrição de uso do rio, impossibilitando o uso recreacional ou pesca e aumento no custo de tratamento (IBGE, 2015; KNAPIK, 2009).

## Ensaio de bancada

Os ensaios de laboratório ensaios foram realizados com um equipamento JarTest da marca Milan®, contendo 6 jarros com sistema de agitação mecânica. Os jarros são feitos de acrílico transparente e possuem volume interno de 2 L, com base quadrada de 115x115 mm<sup>2</sup>. Os agitadores permitem obter valores de gradiente de velocidade na faixa de 10 a 800 s<sup>-1</sup>.

Na etapa de coagulação, os produtos empregados foram eletrólitos que contêm alumínio, sendo o sulfato de alumínio e cloreto de polialumínio (PAC). Esses produtos são amplamente utilizados nas estações por serem de baixo custo e disponível para aplicações em larga escala. Para controle do pH nos ensaios, foi utilizado hidróxido de sódio e ácido clorídrico; nos ensaios de floculação, foram empregadas poliacrilamidas catiônica e aniônica. As características dos reagentes utilizados estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1 - Característica dos reagentes utilizados nos ensaios de bancada.**

Reagente	Fórmula química/Nome comercial	Fornecedor	Concentração
Policloreto de Alumínio	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	União	5%
Sulfato de Alumínio	Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	B&L	46%
Hidróxido de Sódio	NaOH	Vetec	4%
Ácido Clorídrico	HCl	Vetec	0,0002%
Poliacrilamida Aniônico	Superfloc A-100S	Kemira	95%
Poliacrilamida Catiônico	ClimFloc C9443	Hidrodomi	95%

## METODOLOGIA

### Caracterização da água bruta

Os parâmetros analisados na caracterização da água bruta foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda bioquímica de oxigênio (DQO), pH, série de sólidos e turbidez. As análises foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos em APHA (2017).

## Ensaio de jarros

Os ensaios de jarros foram realizados preenchendo cada jarro com 2 L de água bruta e realizando a leitura inicial do pH e da turbidez de cada jarro. A primeira sequência de ensaios foi realizada para determinar o pH ótimo. Sendo assim, a concentração dos coagulantes foi fixada em 35mg.L<sup>-1</sup> e os gradientes de velocidade em 100 RPM por 15 s para a mistura rápida e 40 RPM por 10 min para a mistura lenta. Subsequentemente, foi feita a adição do coagulante e a correção do pH do meio, de acordo os valores da Tabela 2, e iniciado o processo de mistura rápida e, posteriormente, mistura lenta. Após o término da agitação dos jarros, a amostra foi deixada em repouso por 14 min, para a etapa de sedimentação. Por fim, era coletada uma amostra de água para leitura da turbidez residual e cálculo da eficiência de remoção de turbidez da água bruta por meio da equação (1). Para os ensaios de variação da concentração do PAC e sulfato de alumínio, assim como a variação do gradiente de mistura rápida e lenta, seguiu-se a mesma ordem dos ensaios realizados para determinar o pH ótimo. Nos ensaios realizados para avaliar o efeito da concentração dos floculantes, a adição das poliacrilamidas foi feita ao final da etapa de mistura rápida.

**Tabela 2- Dados analisados e variados nos ensaios de jarros.**

pH	5,0	5,5	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0
Concentração PAC (mg.L <sup>-1</sup> )	15	20	25	30	35	40	
Concentração Sulfato de Alumínio (mg.L <sup>-1</sup> )	15	20	25	30	35	40	
Gradiente de Mistura Rápida (s <sup>-1</sup> )	125	200	500	700			
Gradiente de Mistura Lenta (s <sup>-1</sup> )	10	30	50	70			
Concentração Poliacrilamida Catiônica (mg.L <sup>-1</sup> )	0,05	0,1	0,25	0,5	1,0	1,5	
Concentração Poliacrilamida Aniônica (mg.L <sup>-1</sup> )	0,05	0,1	0,25	0,5	1,0	1,5	

A variável de resposta utilizada para a otimização dos parâmetros de processo (Tabela 2) foi a turbidez, com análises da água bruta e tratada. A eficiência (percentual) de redução de turbidez foi calculada pela equação (1).

$$Eficiência(\%) = 100 - \frac{C_f \times 100}{C_n} \quad \text{equação (1)}$$

C<sub>f</sub> - indica o valor de turbidez remanescente;  
C<sub>0</sub> - o valor de turbidez da água cinza bruta.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização da Água

Os resultados dos ensaios de caracterização da água estão apresentados na Tabela 2. Os valores encontrados para DBO (6,5 mg.L<sup>-1</sup>) estão dentro do limite (até 10 mg.L<sup>-1</sup>) para mananciais classe III. O manancial, quando classificado na classe III, pode ser utilizado para o abastecimento para o consumo humano, sendo indicado o tratamento convencional ou avançado. A relação DQO/DBO foi igual a 4,7, o que implica que a amostra de água possui uma fração não biodegradável maior que a biodegradável, muito provavelmente em função do descarte de efluentes industriais nesse manancial.

De acordo com Jiang (2015), o processo de coagulação da água está diretamente associado às características da água e a interação que ocorre com a composição do coagulante. Sendo assim, um coagulante pode ter eficiência maior ou menor de acordo com a composição química da água, pH, turbidez, presença ou ausência de metais e quantidade de sólidos na água. Nos ensaios de caracterização, os valores de turbidez e pH, atenderam ao máximo indicado para águas doces classe III (BRASIL, 2005).

De acordo com os resultados mostrados na Tabela 2, a concentração de sólidos totais foi de 37 mg.L<sup>-1</sup>, podemos relacionar a presença de matéria orgânica natural (MON), que é encontrada nos ecossistemas aquáticos e pode apresentar um desafio no processo de remoção pelo tratamento de água potável. A presença de MON tende a reduzir a qualidade do manancial alterando as suas propriedades organolépticas (cor, sabor e odor). Além disso, a presença de MON pode estar relacionada a poluentes tóxicos orgânicos e inorgânicos, por

funcionar como um mecanismo de transporte para esses poluentes. A correta aplicação do coagulante pode remover com alta eficiência a matéria orgânica da água (SILLANPÄÄ et al., 2018).

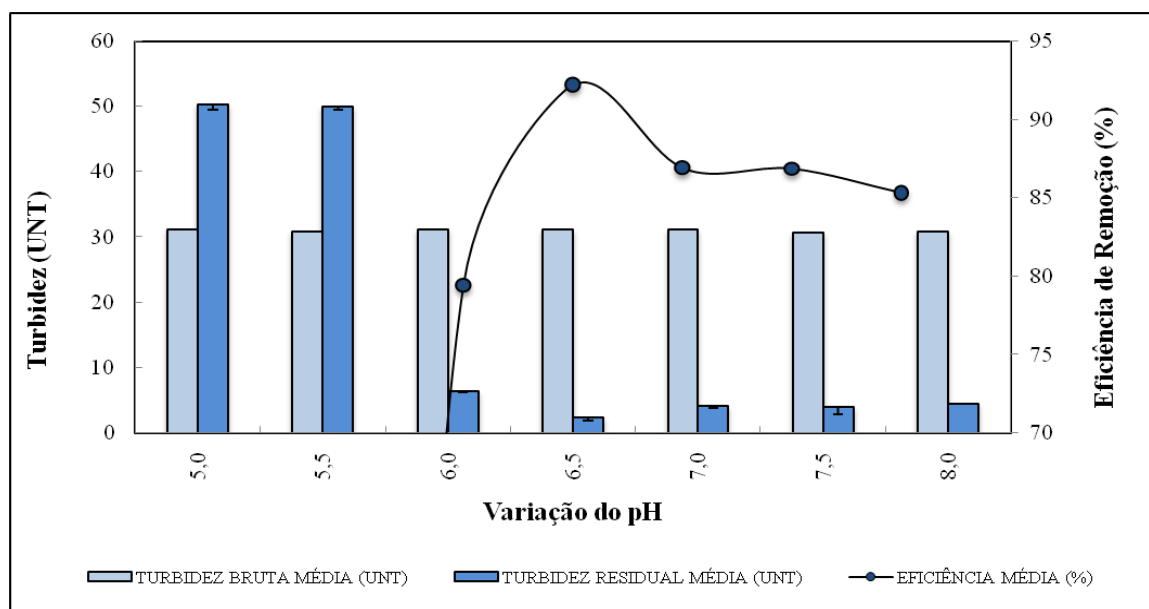
**Tabela 2- Ensaios de caracterização da água bruta.**

Ensaios	Ensaio 1	Ensaio 2	Média ( $\pm$ desvio padrão)	CONAMA	Unidade
DQO	31	30	30,5 ( $\pm$ 0,5)	-	mg.O <sub>2</sub> / L
DBO	7,0	6,0	6,5 ( $\pm$ 0,5)	$\leq 10$	mg.O <sub>2</sub> / L
SST	30	18	24 ( $\pm$ 6)	-	mg/L
SVT	18	8	13 ( $\pm$ 5)	-	mg/L
ST	48	26	37 ( $\pm$ 11)	$\leq 500$	mg/L
pH	6,9	7,6	7,3 ( $\pm$ 0,4)	6 – 9	-
Turbidez	31	12	22 ( $\pm$ 9)	100	UNT

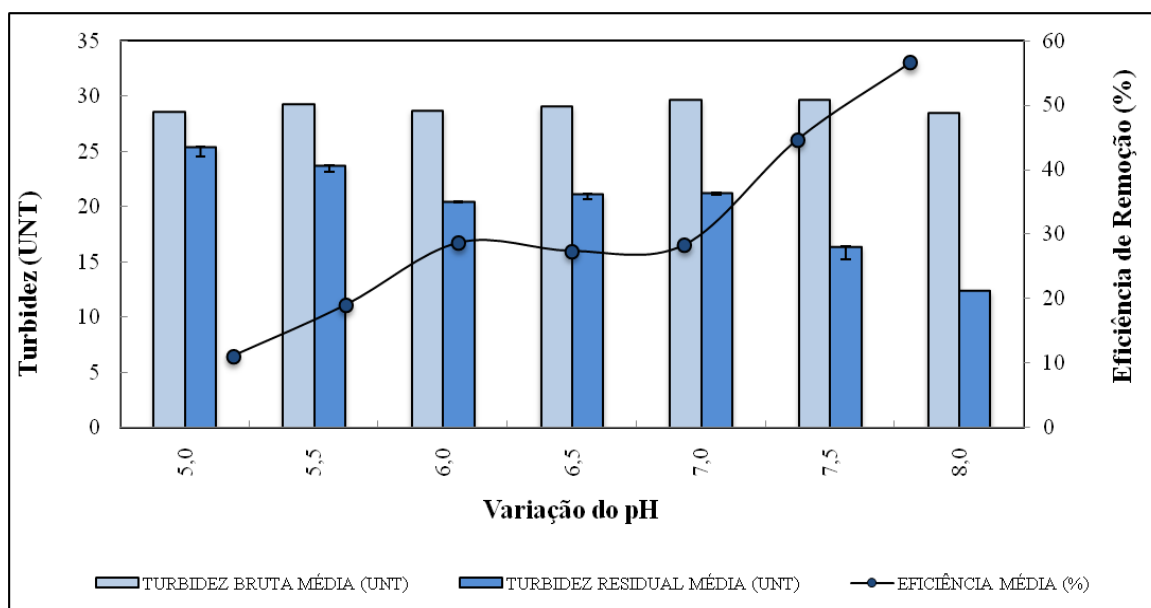
### Estudo do efeito do pH do meio na coagulação

As Figuras 1 e 2 apresentam os resultados dos ensaios realizados em escala de laboratório que visaram otimizar o pH de coagulação para cada um dos reagentes empregados. Os melhores resultados, em termos de eficiência de remoção, foram obtidos com valores de pH igual a 6,5 para o PAC com uma turbidez residual de 2 UNT e pH de 8,0, para o sulfato de alumínio com turbidez residual de 12 UNT. A concentração aplicada foi de 35mg.L<sup>-1</sup> para ambos os coagulantes.

De acordo com Duan e Gregory (2003), para valores de pH próximos a 6,0 obtêm-se a maior proporção molar do elemento alumínio na forma de hidróxidos. Nas condições utilizadas no ensaio (concentração = 35mg.L<sup>-1</sup>) e no pH ótimo (6,5 a 8,0), o diagrama de espécies reportado por Amirtharajah e Mills (1982) ilustra os fenômenos de neutralização de potencial zeta e a geração de espécies coloidais de Al(OH)<sub>3</sub>, responsáveis pelo efeito varredura. Esses fenômenos explicam os resultados otimizados nesta faixa de pH obtidos neste trabalho.



**Figura 1: Avaliação do efeito do pH de coagulação. Concentração de coagulante PAC fixa em 35mg.L<sup>-1</sup>.**



**Figura 2: Avaliação do efeito do pH de coagulação. Concentração de coagulante Sulfato de Alumínio fixa em 35mg.L<sup>-1</sup>.**

### Estudo do efeito da concentração dos coagulantes

As Figuras 3 e 4 mostram os resultados dos ensaios de otimização da concentração de coagulante realizados utilizando PAC com pH fixado em 6,5 e sulfato de alumínio com pH fixado em 8,0. Os melhores resultados foram obtidos com uma concentração de 35 mg.L<sup>-1</sup> para os ensaios realizados com o PAC (Figura 3), apresentando no melhor caso uma eficiência de 88% e turbidez residual de 3 UNT. Os resultados utilizando o sulfato de alumínio não foram tão eficientes comparado ao PAC. De acordo com Jiao et al. (2015), os polímeros inorgânicos, como o PAC, obtêm melhores desempenhos de coagulação em comparação com coagulantes como sulfato de alumínio, quando analisado a relação do coagulante com o peso molecular da matéria orgânica. A eficiência de remoção obtida com o PAC é justificada pela quantidade de alumínio presente na sua composição, que propicia uma ligação mais forte com a matéria orgânica presente na água, devido a relação pH e concentração do coagulante propiciar o efeito da varredura. A média de turbidez dos ensaios realizados com o sulfato de alumínio ficou na faixa de 7 a 11 UNT, enquanto o maior valor de turbidez residual dos ensaios com o PAC foi de 3 a 9 UNT. A maior eficiência obtida com o sulfato de alumínio (Figura 4) foi de 69%, para a concentração de 15 mg.L<sup>-1</sup>.

Além do menor resultado em eficiência de remoção de turbidez, o sulfato de alumínio apresentou menor quantidade de lodo precipitado, nos ensaios de sedimentação realizados com o cone de imhoff a média do volume sedimentado foi de 14 mL.L<sup>-1</sup>, enquanto que o volume sedimentado para o PAC foi de 77 mL.L<sup>-1</sup>. Entretanto, essa conclusão vai contra ao apresentado por Katrivesis et al. (2019), onde os resultados apresentados descartam o uso do sulfato de alumínio por produzir maior quantidade de lodo precipitado. Quando comparado visualmente, a característico lodo formado pelo PAC aparentava maior estabilidade. Comprovando que o tamanho, a densidade e a força dos flocos, são características importantes e afetam diretamente a separação sólido-líquido. Com base nestes resultados, foi escolhido o coagulante PAC para a continuidade dos ensaios.



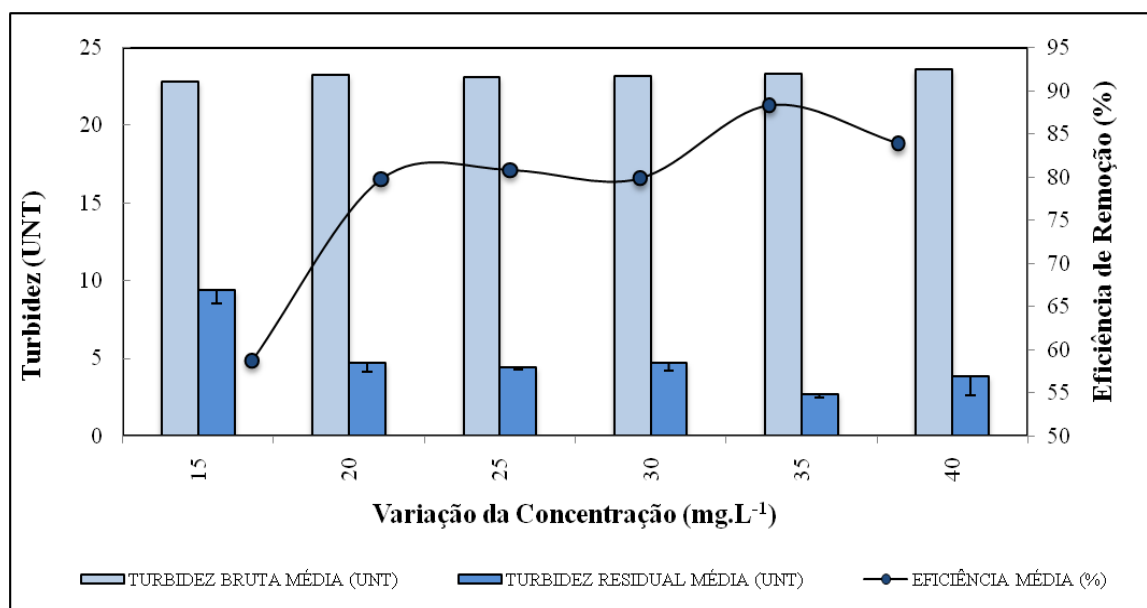


Figura 3: Avaliação do efeito da concentração de coagulante PAC com pH fixo de 6,5.

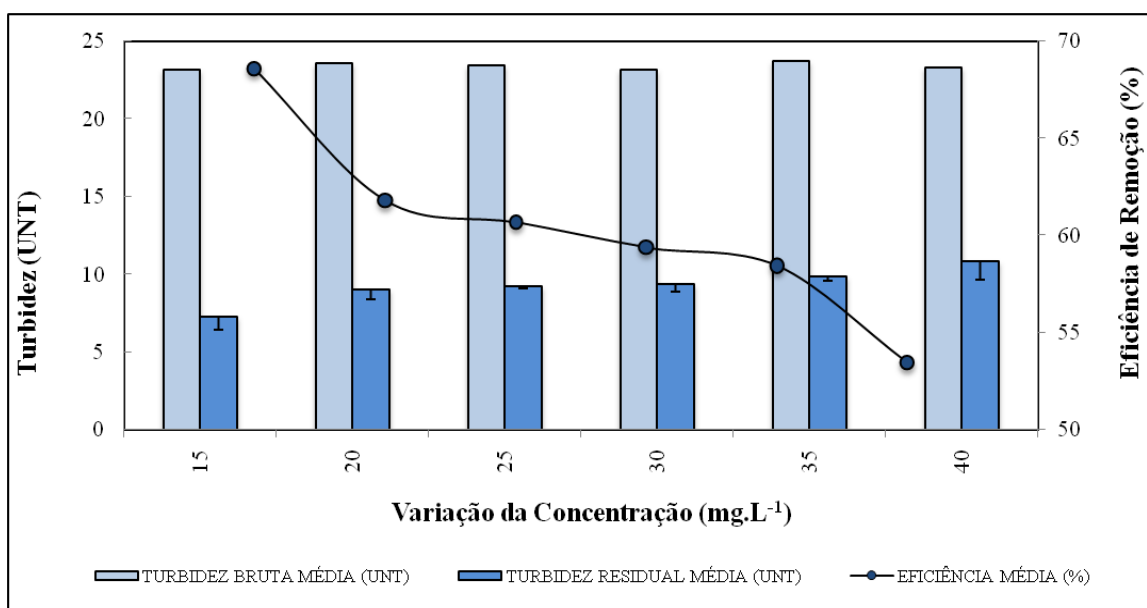


Figura 4: Avaliação do efeito da concentração de coagulante Sulfato de Alumínio com pH fixo de 8,0.

### Estudo do efeito do gradiente de velocidade de mistura rápida e lenta

Nos resultados dos ensaios de determinação do gradiente de mistura rápida apresentados na Figura 5, é possível perceber que a maior eficiência de remoção ocorreu com a utilização do gradiente  $125 \text{ s}^{-1}$ , tendo sido obtida uma turbidez residual de 2 UNT, sendo esse o gradiente escolhido para a continuidade dos ensaios. Ensaios realizados por Katrivesis et al. (2019) e Majed e Kapadia (2018) para tratamento de água superficial com variação de turbidez de 30 a 250 UNT, utilizaram valores de gradiente de mistura rápida de 400 e  $200 \text{ s}^{-1}$ , respectivamente. Comparando esses valores com o gradiente de mistura rápida obtido nos ensaios realizados nota-se que  $120 \text{ s}^{-1}$  é um valor abaixo, entretanto foi suficiente para proporcionar a desestabilização das moléculas.

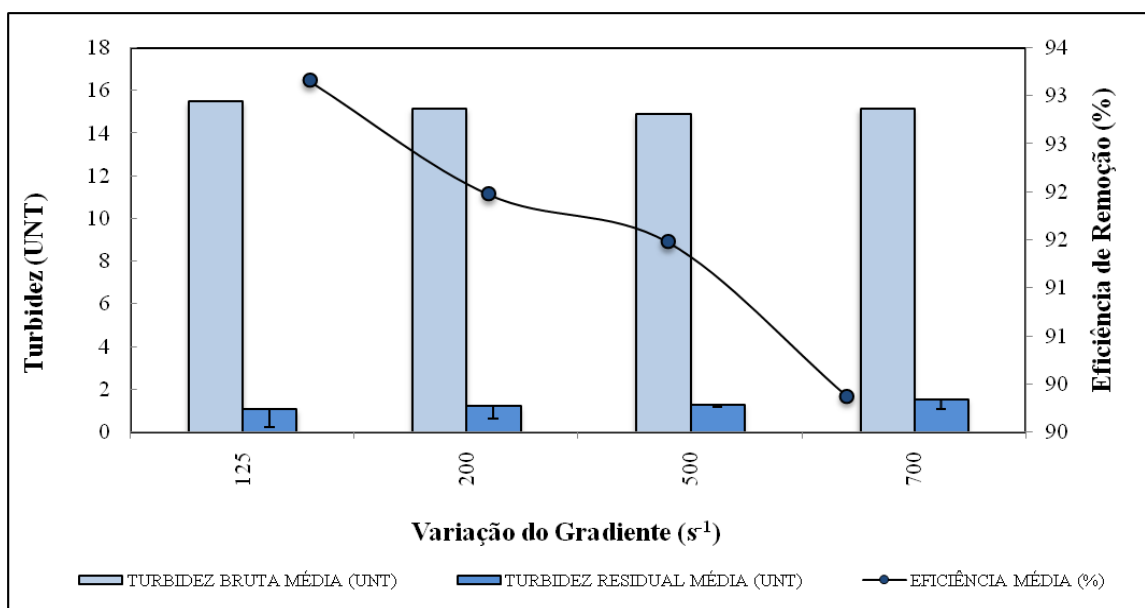


Figura 5: Avaliação do efeito do gradiente de mistura rápida. Concentração de PAC fixa em 35 mg.L<sup>-1</sup> e pH do meio 6,5.

Com as condições otimizadas de pH do meio em 6,5 e concentração de PAC de 35 mg.L<sup>-1</sup>, manteve-se o gradiente para a mistura rápida de 125 s<sup>-1</sup> para avaliar o efeito do gradiente de mistura lenta. Com isso, os resultados apresentados na Figura 6 mostram a melhor eficiência (93%) para o gradiente de 30 s<sup>-1</sup>, que proporcionou condição adequada para promover a formação dos flocos. Os resultados obtidos neste trabalho são consistentes com os valores reportados por Majed e Kapadia (2018) e Katrivesis et al. (2019), que informaram a utilização de valores de gradiente de mistura lenta iguais a 30 e 40 s<sup>-1</sup>, respectivamente.

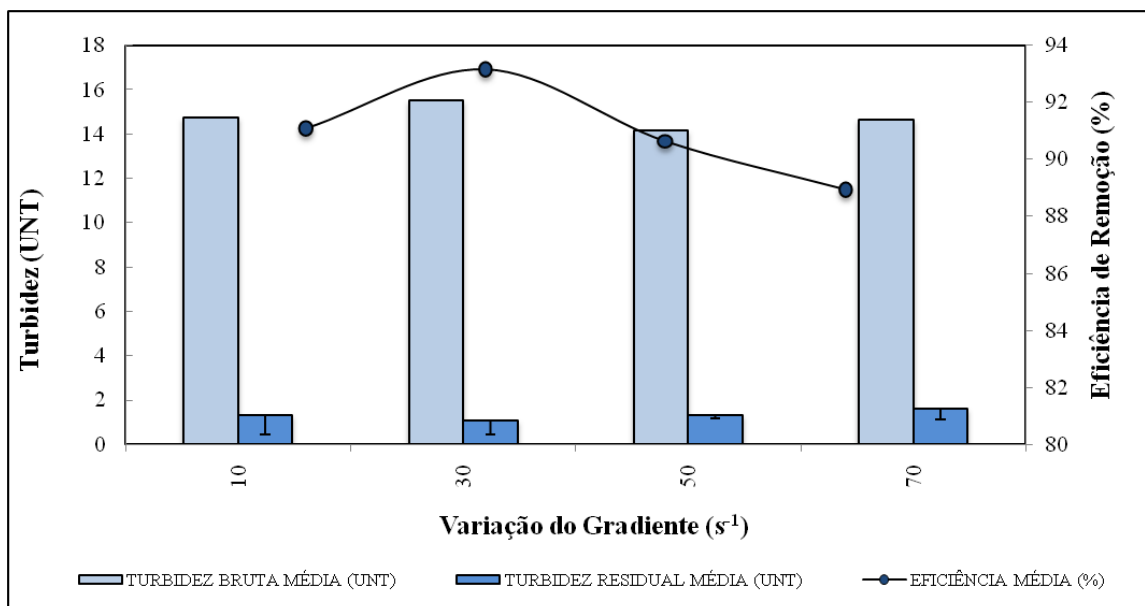


Figura 6: Avaliação do efeito do gradiente de mistura lenta. Concentração de PAC fixa em 35 mg.L<sup>-1</sup> e pH do meio 6,5.

### Estudo do efeito do tipo e concentração defloculantes

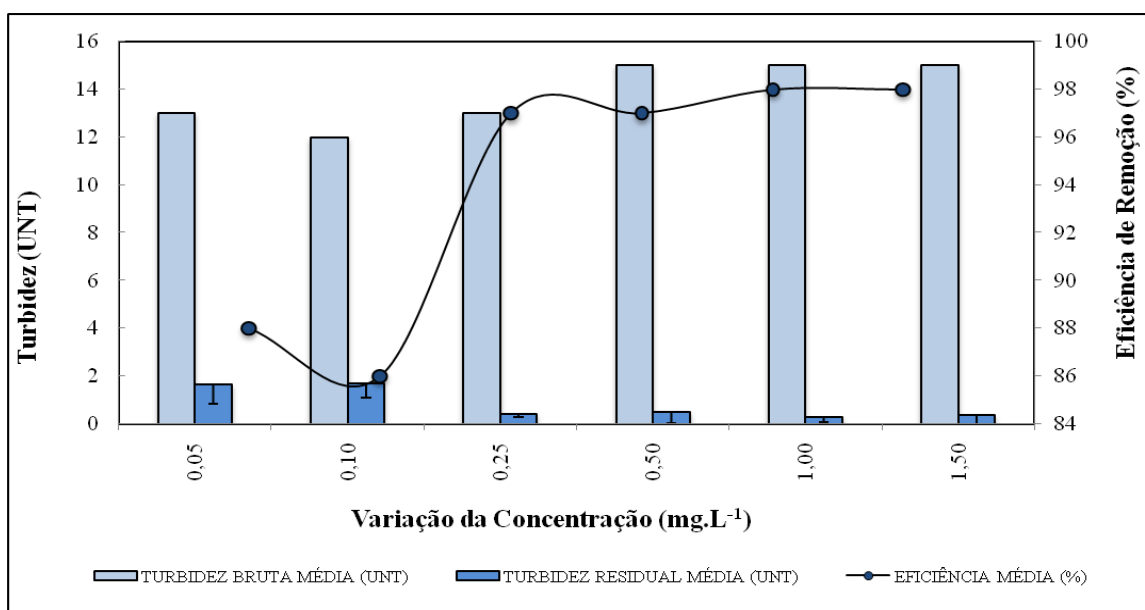
Os ensaios de poliacrilamidas analisadas nessa etapa, variou-se a concentração entre 0,05 a 1,50 mg.L<sup>-1</sup>, como apresentado na Tabela 2. Em estações convencionais, a verificação da eficiência dessa etapa de floculação pode ser realizada por meio do monitoramento da turbidez, onde de acordo com a US EPA (2006),



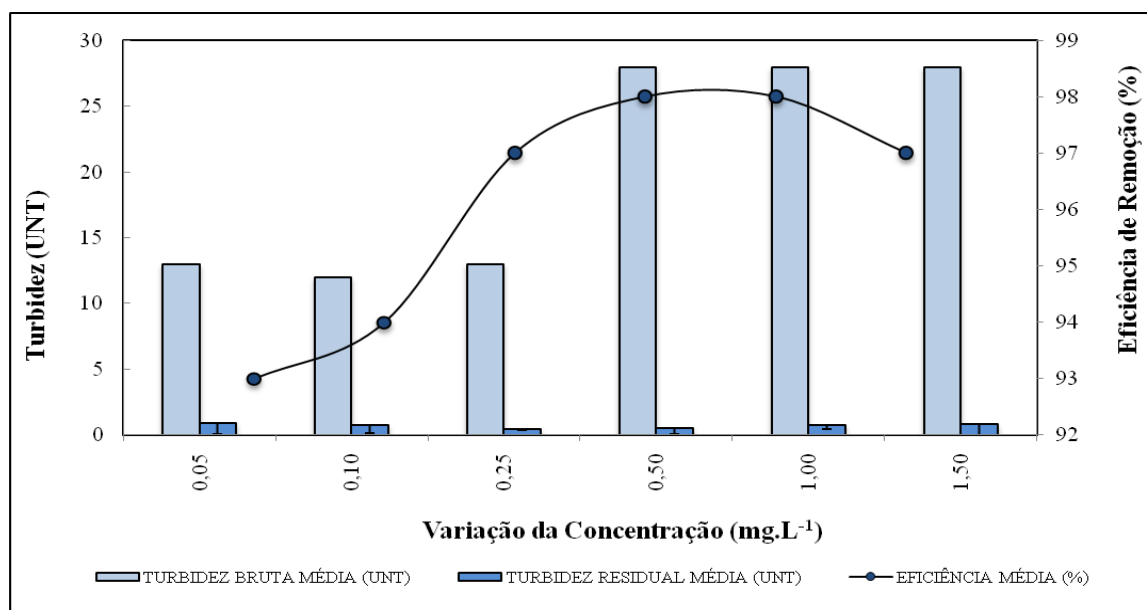
recomenda-se valores máximos de turbidez na saída das unidades de decantação de 2,0 UNT, para água bruta com turbidez superior a 10 UNT.

O primeiro polímero analisado foi o catiônico, apresentando uma eficiência de remoção da turbidez de 98%, com concentração  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  e turbidez média residual de 0,29 UNT - como pode ser observado na Figura 7. Entretanto, o segundo polímero analisado também obteve o mesmo valor de eficiência, com uma concentração de  $0,50 \text{ mg.L}^{-1}$  de polímero aniônico e turbidez residual de 0,53 UNT, conforme mostrado na Figura 8.

Durante a formação de flocos e lodo, para ambos os floculantes, foi observado nos ensaios uma aderência de alguns flocos menos densos nas paredes dos jarros e sobrenadantes. Essa situação deve ser levada em consideração na hora de adicionar ou não o polímero ao tratamento. Levando em consideração as características de viscosidade dos produtos, esses flocos menos densos que aderiram à superfície do jarro, podem acabar colmatando os filtros, diminuindo a carreira filtrante. A camada de lodo formada tinha um aspecto menos consistente quando comparada ao lodo formado apenas com o uso de coagulante, tal fator pode gerar uma dispersão dos flocos formados na água tratada. Renault et al (2009) justifica essa característica do lodo à composição do alumínio, que gera um lodo difícil de tratar e não resistente a perturbações na água decantada. Jiang (2015) reporta que a força do floco é maior quando ele é formado pela varredura na coagulação, menor quando utilizado a neutralização de carga e por último na escala de força, pela formação na floculação por pontes químicas. Dessa forma, o lodo formado na coagulação apresentava uma consistência maior.



**Figura 7: Avaliação do efeito do floculante com o Polímero Catiônico. Concentração de PAC fixa em  $35 \text{ mg.L}^{-1}$ , pH do meio 6,5.**



**Figura 8: Avaliação do efeito do floculante com o Polímero Aniônico. Concentração de PAC fixa em 35 mg.L<sup>-1</sup>, pH do meio 6,5.**

## CONCLUSÕES E TRABALHOS FUTUROS

Visando propor a melhor escolha a ser aplicada em uma estação de tratamento de água, nas condições e características da água bruta do rio Iguaçu, estudou-se o uso do coagulante sulfato de alumínio e PAC, no processo de tratamento convencional. Analisando-se os resultados obtidos é possível inferir que o coagulante PAC obteve maior eficiência de remoção da turbidez e apresentou o melhor resultado de turbidez residual (3 UNT), utilizando a concentração de 35 mg.L<sup>-1</sup> e pH do meio de 6,5. Comprovando que a água do rio Iguaçu pode ser tratada e considerada para utilização na RMC, embora ensaios futuros com as etapas de filtração e desinfecção sejam necessários para verificar os outros requisitos da legislação vigente.

O emprego de auxiliares de floculação resultaram em uma melhoria adicional a qualidade da água e valores de turbidez residual abaixo de 2,0 UNT, limite recomendado pela US EPA (2006) para a água de saída dos decantadores. O polímero aniônico (0,5 mg.L<sup>-1</sup>) foi o que apresentou o melhor desempenho (98%) quando aplicado em uma concentração menor, entretanto o residual de turbidez (0,29 UNT) da melhor eficiência do polímero catiônico foi quase 60% menor para uma concentração de 1,0 mg.L<sup>-1</sup>. Dessa forma a escolha do polímero químico dependerá de uma análise da qualidade do lodo formada e o custo benefício do produto.

## AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsas de mestrado. À Gerência de Pesquisa e Inovação (GPIN) da SANEPAR por disponibilizar a estrutura e apoio necessário à realização dos ensaios.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard methods for the examination for water and wastewater. Washington, D.C., 2011.
2. AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K.M. Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. JOURNAL OF THE AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, v. 74, n. 4, p. 210-216, 1982.
3. ANA, A. N. DE Á. ATLAS Brasil PANORAMA NACIONAL. Ministério do Meio Ambiente, p. 72, 2010. Disponível em: <www.ana.gov.br/atlas>. Acesso em: 11/3/2019.
4. BRASIL, Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Publicado no D.O.U.

5. BRASIL. Constituição (2017). PORTARIA DE CONSOLIDAÇÃO Nº 5, DE 2017. Portaria de Consolidação Nº 5: Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde..5. ed. Brasília, Paraná.
6. CURITIBA (2013). Plano Municipal de Saneamento de Curitiba. Decreto nº 671, de 2013. Curitiba, PR, 15 abr. 2013.
7. DUAN, JINMING; GREGORY, JOHN. Coagulation by hydrolysing metal salts. ADVANCES IN COLLOID AND INTERFACE SCIENCE, [s.l.], v. 100-102, p.475-502, fev. 2003. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0001-8686\(02\)00067-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0001-8686(02)00067-2).
8. GONÇALVES, Vanessa Daneluz; FERNANDES, Cristovão Vicente Scapulatempo. Interação água-sedimento e sua importância para o entendimento dos processos de poluição: estudo de caso seção fluvial do rio Iguaçu, Bacia do Alto Iguaçu Interactionwater-sedimentand its importance for understandingpollution processes: case studyfluvialsectionofthe Iguaçu river, Iguaçu River Watershed. AMBIÊNCIA, v. 13, n. 3, p. 583-599, 2017
9. IAP. Bacia do Rio Iguaçu. Instituto das Águas do Paraná, 2005. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/BACIAS/iguacu.pdf>>. Acessoem: 18/3/2019.
10. IBRAHIM, NURAZIM; AZIZ, HAMIDI ABDUL. Trends on Natural Organic Matter in Drinking Water Sources and its Treatment. INTERNATIONAL JOURNAL OF SCIENTIFIC RESEARCH IN ENVIRONMENTAL SCIENCES, [s.l.], v. 2, n. 3, p.94-106, 1 mar. 2014. IJSR Publications. <http://dx.doi.org/10.12983/ijres-2014-p0094-0106>.
11. IDE, Alessandra Honjo et al. Utilização da cafeína como indicador de contaminação por esgotos domésticos na Bacia do Alto Iguaçu. RevistaBrasileira de RecursosHídricos, v. 18, n. 2, p. 201-211, 2013.
12. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Indicadores de DesenvolvimentoSustentável. 2015.
13. JIANG, JIA-QIAN. The role of coagulation in water treatment. CURRENT OPINION IN CHEMICAL ENGINEERING, [s.l.], v. 8, p.36-44, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coche.2015.01.008>.
14. JIAO, Ruyuan et al. Influence of coagulation mechanisms on the residual aluminum – The roles of coagulant species and MW of organic matter. Journal Of Hazardous Materials, [s.l.], v. 290, p.16-25, jun. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.02.041>.
15. KATRIVESIS, F.k. et al. Revisiting of coagulation-flocculation processes in the production of potable water. Journal Of Water Process Engineering, [s.l.], v. 27, p.193-204, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.12.007>.
16. KNAPIK, HELOISE GARCIA. Reflexões sobre monitoramento, modelagem e calibração na gestão de recursos hídricos: estudo de caso da qualidade da água da Bacia do Alto Iguaçu. 2009. xx, 180p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Defesa: Curitiba, 13/05/2009. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/1884/19939>>. Acesso em: 11 abr. 2019.
17. LIBÂNIO, MARCELO. Fundamentos de qualidade e tratamento de água. 3. ed. Campinas, Sp: Átomo, 2010.
18. MAJED, Nehreen; KAPADIA, Abizer Yousuf. Water, Wastewater, and Storm Water. World Environmental And Water Resources Congress 2018, [s.l.], p.276-287, 31 maio 2018. American Society of Civil Engineers. <http://dx.doi.org/10.1061/9780784481431.028>.
19. RENAULT, B. SANCEY, P.-M. BABOT, et al., Chitosan for coagulation/flocculation processes–An eco-friendly approach, Eur. Polym. J. 45 (5) (2009) 1337–1348.
20. SILLANPÄÄ, Mika et al. Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review. CHEMOSPHERE, [s.l.], v. 190, p.54-71, jan. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>.
21. US EPA. US EPA National Primary Drinking Water Regulations: Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule; Final Rule. Federal Register, v. 71, n. 3, 2006. Disponível em: <<https://www.gpo.gov/fdsys/pkg/FR-2006-01-05/pdf/06-4.pdf>>.