

PERFORMANÇAS DO PROCESSO DE COAGULAÇÃO NA REMOÇÃO DE CIPROFLOXACINA CONTIDA EM DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO

Roselaine C. R. Reinehr^{1*}
Letiane T. Hendges²
Fernando H. Borba^{3**}

RESUMO

No tratamento de água muitos poluentes não são completamente eliminados pelos processos empregados em Estações de Tratamento de Efluentes e Águas (ETE e ETA), como é o caso de alguns contaminantes emergentes. A ciprofloxacina (CIP), é um dos antibióticos mais prescrito no mundo, sendo então amplamente detectado no ambiente. Este trabalho teve como objetivo avaliar a redução da CIP após a aplicação de uma das etapas de tratamento convencional de água, compreendidas pelo processo de Coagulação/Floculação/Sedimentação (CFS). Para o desenvolvimento dos experimentos foi coletado uma amostra de água bruta (Vol. 20 L) do Arroio Clarimundo, localizado no município de Cerro Largo/RS. Os experimentos foram conduzidos em ensaios de Jarrest em condições experimentais de pH inicial da amostra que variaram de 4 a 12 com a utilização do coagulante o sulfato de alumínio (SA). Foram testados um Gradiente de Velocidade Rápido (GVR) de 300 rpm e 100 rpm, Tempo de Mistura Rápido (TMR) de 120 segundos, para a adição de 25 mg L⁻¹ de CIP e 90 segundos e 30 segundos o processo de coagulação, seguido por um Gradiente de Velocidade Lento (GVL) de 50 rpm e 10 rpm sob Tempo de Mistura Lento (TML) de 2100 segundos e 300 segundos. Em sequência, os experimentos foram submetidos ao processo de sedimentação pelo período de 60 minutos, e as amostras foram conduzidas as análises de cor e turbidez. A melhor eficiência na remoção de turbidez e CIP no processo de CFS foram para os maiores GRV, TMR e TML.

Palavras-Chave: Ciprofloxacina; Águas para abastecimento; Ensaios de Jarrest

Introdução

O tratamento de água, consiste em torná-la potável por meio da remoção contaminantes, matéria orgânica (MO) e inorgânica, de modo a atender a legislação pertinente. Os sólidos suspensos são os principais poluentes nas águas para abastecimento. As partículas coloidais são muito difíceis de serem removidas por serem extremamente leves e possuem cargas negativas, causando a repulsão entre as partículas. Assim, para remover essas partículas, as forças elétricas de repulsão devem ser suprimidas primeiro. A coagulação é o processo de desestabilização, e o coagulante é o material utilizado para desestabiliza-las. A floculação é o processo de colisão de partículas para possibilitar formação dos coloides de diâmetros maiores que sedimentarão com mais facilidade (HAMEED et al., 2016).

No entanto, muitos poluentes não são completamente eliminados pelos processos empregados em Estações de Tratamento de Efluentes e Águas (ETE e ETA). Como é o caso de alguns contaminantes emergentes, que estudos recentes têm relatado a presença destes em águas

superficiais e até em água potável. Estas substâncias incluem plastificantes, pesticidas, compostos antibacterianos, antibióticos, hormônios, produtos farmacêuticos, drogas ilícitas e produtos de higiene pessoal, etc. (MACHADO et al., 2016).

Tanto em países em desenvolvimento como em países industrializados, cresce o número de contaminantes que estão entrando no abastecimento de água devido às ações antrópicas, como: metais pesados, produtos farmacêuticos, disruptores endócrinos, compostos perfluorados, retardadores de chamas ou biocidas (LIU; ZHANG et al., 2017). Com isso, dependendo dos contaminantes presentes, diferentes tecnologias e suas combinações devem ser utilizadas, para evitar que tais contaminantes entrem na rede de distribuição de água.

As fluoroquinolonas (FQs), fazem parte da família dos antibióticos de uso comum, os quais são amplamente detectados no meio ambiente, pois não são removidos pelo tratamento tradicional aplicados em ETE. Com isso, se acumulam no ecossistema devido a descarga de águas residuais. E, a Ciprofloxacina (CIP), é um FQ de segunda geração, sendo o FQ mais prescrito no mundo (TAN et al., 2015).

Assim, esta pesquisa analisou a adsorção da CIP pela MO, bem como a redução dessa após a aplicação dos processos de CFS com o coagulante AS e a redução de turbidez no processo com a variação da rotação aplicado ao Jartest, nos tempos de mistura rápida e lenta. Os experimentos foram realizados no Laboratório de Águas Residuárias e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul – campus Cerro Largo.

2 Revisão Bibliográfica

2.1 Águas para abastecimento

O abastecimento com água de boa qualidade é um dos fatores mais importantes para o desenvolvimento das sociedades modernas, estando diretamente relacionado ao controle e eliminação de doenças, bem como ao aumento da qualidade de vida das populações. No entanto, o uso indiscriminado da água tem levado ao surgimento de efeitos indesejáveis, principalmente no que diz respeito ao volume de efluentes diluídos em corpos receptores, (MIRANDA, 2007) ocasionando a alteração dos parâmetros de qualidade das águas como cor, turbidez, pH entre outros.

Em geral, a cor em rios surge devido a ação antropogênica resultante de resíduos industriais (tintura, tecelagem, produção de papel) e esgoto de origem domiciliar (VON

SPERLING, 2005). Ou ainda, por causas naturais a partir da presença de MO, devido a decomposição de plantas e animais e também por substâncias inorgânicas ou orgânicas dissolvidas ou em condições coloidais (DI BERNARDO; DANTAS 2005).

As águas de rios podem ser naturalmente turvas em decorrência das características geológicas das bacias de drenagem, onde a precipitação pluviométrica pode carrear partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo entre outros (FUNASA, 2014). Além das origens naturais, a turbidez da água pode ser causada por lançamento de esgotos domésticos ou industriais e também em função de práticas agrícolas inadequadas (LIBÂNIO, 2010).

O Potencial Hidrogeniônico (pH) indica a concentração de íons de hidrogênio e poderá interferir na solubilidade de inúmeros elementos, acarretando implicações na distribuição de vários compostos químicos, deste modo, influenciando também na toxicidade de diversas substâncias presentes em águas. As alterações de pH podem ter origem natural (dissolução de rochas, fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais) (VON SPERLING, 2005; JORDÃO; PESSÔA, 2011; LIBÂNIO, 2010; FUNASA, 2014).

Para a adequação destes e outros parâmetros, nos tratamentos de águas utiliza-se os processos de CFS com o intuito de promover as alterações físico-química de partículas que se encontram nas águas, caracterizadas principalmente por cor e turbidez, produzindo coloides que possam ser removidos por um processo físico de separação, usualmente a sedimentação (RICHTER, 2009).

A coagulação pode ser definida como o processo de desestabilizar as partículas coloidais e suspensas presentes na água, através da ação de um coagulante, usualmente um sal de ferro ou alumínio. Estes quando em contato com a água e suas impurezas promovem a desestabilização das partículas através de mecanismos de ligação e adsorção que atuam nas superfícies das partículas coloidais, anulando as forças de repulsão entre as partículas (LIBÂNIO, 2005; PIANTÁ, 2008).

A floculação é a aglomeração das partículas desestabilizadas para formar maiores massas ou flocos, para posterior sedimentação (RICHTER, 2009). A floculação ocorre pela ação dos eletrólitos, é resultado das diferentes forças de atração que atuam entre estas partículas neutralizadas. É o processo de colisão de partículas, que se agregam umas às outras formando os flocos de diâmetros maiores que sedimentarão como mais facilidade (PIANTÁ, 2008; HAMEED et al., 2016). Os processos de CFS dependem das características das águas e das impurezas presentes, conhecidas por meio de parâmetros como pH, cor verdadeira, turbidez,

temperatura, potencial zeta, condutividade elétrica, tamanho e distribuição de tamanhos das partículas em estado coloidal e em suspensão, alcalinidade, etc., (DI BERNARDO; DANTAS 2005).

Para auxiliar na determinação dos parâmetros operacionais do processo de coagulação-floculação, tais como: concentração do coagulante, Tempo de Mistura Rápido (TMR), Tempo de Mistura Lento (TML), Gradiente de Velocidade Rápido (GVR), Gradiente de Velocidade Lento (GVL) e pH inicial da solução, usualmente é determinado pela aplicação de um sistema convencional em modo batelada, denominado Jarrest (RICHTER, 2010).

2.2 Poluentes Emergentes

Os Contaminantes Emergentes (CE) são produtos químicos de origem sintética ou derivados de fonte natural que foram recentemente descobertos e para o qual os riscos ambientais ou de saúde pública ainda não foram esclarecidos, pois as informações são limitadas com relação a sua interação sobre os organismos receptores. Dentre os quais, podemos destacar os antibióticos, analgésicos, anti-inflamatórios e contrastes para exames radiológicos (REIS FILHO et al., 2007; NAIDU et al., 2016).

A origem de muitos contaminantes emergentes está associada às águas residuárias, seja por meio do descarte de produtos ou pela excreção de substâncias metabolizadas. Considerando que grande parte do esgoto tratado ou não, é descartado em corpos d'água, é provável que esses resíduos sejam encontrados nesses corpos. O estudo sobre contaminantes emergentes é recente e, por isso, as legislações ambientais vigentes ainda não os contemplam. Além disso, existe uma carência de estudos toxicológico e ecotoxicológicos que possam subsidiar a regulação de muitos contaminantes emergentes (SANTANA, 2013).

2.3 Ciprofloxacina (CIP)

Embora a degradação da maioria dos antibióticos seja relativamente rápida em relação aos poluentes orgânicos persistentes, no entanto as sucessivas entradas no ambiente, pode levar ao desenvolvimento de uma microbiologia resistente. Pois é relativamente estável em meio aquático a diferentes pH, por períodos razoavelmente longos (BAPTISTUCCI, 2012; TAN et al., 2015).

A CIP é um antibiótico sintético segunda geração pertencente ao grupo das FQs, colocado para o uso em 1987, sendo um dos antibióticos mais prescritos. Usada como antibiótico, tanto para humanos como para animais, pois age contra diversas bactérias (VIDA, 2014).

As FQs são amplamente detectadas no meio ambiente, pois acumulam no ecossistema devido a descarga destas águas residuais. A CIP pode ser encontrada em efluentes de hospitais, estações de tratamento de esgoto e águas superficiais, com concentrações da ordem de ng L^{-1} ou $\mu\text{g L}^{-1}$ (VIDA, 2014; TAN et al., 2015).

2.9 Legislação

A Portaria N° 2.914, define os limites de turbidez, cor e pH, para águas de abastecimento público (BRASIL, 2011), sendo eles:

- a) Turbidez: apresenta o limite máximo para qualquer amostra pontual deve ser de 5,0 uT, assegurado, simultaneamente, o atendimento ao VMP (valor máximo permitido) de 5,0 uT em toda a extensão do sistema de distribuição (reservatório e rede). O valor máximo permitido de 0,5 uT para água filtrada por filtração rápida (tratamento completo ou filtração direta), assim como o valor máximo permitido de 1,0 uT para água filtrada por filtração lenta.
- b) pH: informa que o valor deve estar entre 6,0 e 9,5.

3 Materiais e Métodos

Todos os processos e valores obtidos para os parâmetros analisados obedeceram às metodologias analíticas especificadas, da edição mais recente da *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, de autoria das instituições *American Public Health* (APHA, 2005) e a coleta de amostra foi realizada conforme a NBR 9.898 / 87 (ABNT, 1987)

O estudo foi desenvolvido no Laboratório de Efluentes e de águas e Ecotoxicologia da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus de Cerro Largo/RS.

3.1. Coleta e preparo da amostra

A amostra de água bruta (Vol. 20 L) coletada para análise é oriunda do Arroio Clarimundo no município de Cerro Largo - RS, situado segundo as coordenadas planas (UTM)

a 6.885.042,262 m N e 720.499,463 m E. Considerando a bacia hidrográfica, Cerro Largo está situado, de acordo com a definição de bacias hidrográficas proposta pelo DRH – SEMA / RS, na bacia hidrográfica IJUÍ - U09.

Para o ajuste do pH, utilizou-se ácido nítrico (HNO_3 NEON, M.M. 63,01 g mol⁻¹, 65% de pureza, 1,51 g cm³ de densidade) e solução a 10%(m/v) de hidróxido de sódio (NaOH ALPHATEC, M.M. 40 g).

3.2 Análise em laboratório / Jarrest

Foram realizados dois procedimentos no laboratório, para cada procedimento foi variado o GRV, TMR e o TML, realizou-se 6 análises para cada procedimento, com diferentes ajustes de pH (12, 10, 8, 6, 4, sem ajuste / controle), que resultou em um total de 12 análises.

Para cada análise da primeira etapa, colocou-se cada béquer de 600 mL com 400 mL de água do rio, no Jar Test (PoliControl – Floc Control) com GRV de 300 rpm e adicionou-se CIP (25 mg L⁻¹). Após 5 minutos, coletou-se uma alíquota de aproximadamente 5 mL, que servirá para verificar a concentração de CIP adsorvida na MO.

Imediatamente após a retirada da alíquota (5 mL), adicionou-se a massa do coagulante SA em concentração de 800 mg L⁻¹, em GRV de 300 rpm por TMR de 1 minuto e 30 segundos. Em seguida, reduziu-se o GRV para 50 rpm com TML de 35min, após deixou decantar por 60 minutos.

A segunda etapa foi realizada com o mesmo procedimento, porém mudou-se o GRV de 300 rpm para 100 rpm para a adição de coagulante, o TMR para 30 segundos, mudou-se o GRV para 10 rpm e o TML para 5 minutos. E após isso, deixou o mesmo período de decantação.

Imediatamente após a retirada de cada alíquota em tempos distintos, inicial (t_0), após 300 segundos (t_{300s}) e ao final do experimento (t_f), realizou-se a medição da turbidez das amostras, em um turbidímetro (PoliControl – AP 2000 iR), bem como da cor no espectrofotômetro UV/Vis (Thermo Scientific – Evolution 201/220) no comprimento de onda de 275 nm a fim de determinar os parâmetros de interesse.

4 Resultados

4.1 Adsorção da CIP

A adsorção é um processo chave para entender a migração da CIP no meio ambiente, pois esse processo pode retardar a degradação dessas moléculas e fazer com que elas sejam mais persistentes no meio ambiente (TAN et al., 2015). Para a análise da adsorção da CIP na MO foram utilizados os 6 experimentos iniciais. A Tabela 1 apresenta as variações médias da CIP para uma concentração de 800 mg L⁻¹ de SA.

Tabela 1 – Valores médios da adsorção da CIP na MO presente na água

Grupo	AS (mg L ⁻¹)	pH	CIP t ₀ (mg L ⁻¹)	CIP t _{300s} (mg L ⁻¹)	Adsorção (%)
1	800	12	25,0	4,4	82,22
2	800	10	25,0	23,3	6,92
3	800	8	25,0	12,8	48,76
4	800	6	25,0	13,1	47,80
5	800	4	25,0	11,2	55,16
6	0	(sem ajuste)	25,0	10,6	57,50

A partir da Tabela 1 é possível verificar que a CIP em suas várias formas apresenta afinidade de adsorção com a MO presente na água, tanto para o branco, no qual não foi ajustado o pH, como para as demais amostras. A remoção variou conforme o ajuste do pH e isso pode ser explicado pelo fato de que em pH inferior a 6,1 ocorre a protonação do grupo amina da CIP e as moléculas passam a existir na forma catiônica. Quando há o pH superior a 8,7 ocorre a perda de um próton do grupo carboxílico e a CIP passa a existir na forma aniônica e entre esses dois pH existem moléculas ou íons com carga positiva e negativa no mesmo grupo de átomos (AHMADZADEH et al., 2017).

A baixa redução da CIP em pH próximo a 10 pode ser explicado pelo fato da CIP carregar uma carga negativa e os grupos funcionais ácidos de MO sofrerão desprotonação, conferindo a MO uma carga negativa significativa. A repulsão eletrostática resultante pode em parte explicar a diferença em relação aos valores obtidos para um pH inferior (TAN et al., 2015). Em pH 12, a alta adsorção pode ser explicada pelas ligações negativas de hidrogênio de carga negativas (WANG et al., 2016).

4.2 Remoção da CIP

A seguir são discutidos os resultados para remoção da CIP pelo processo CFS com o emprego do coagulante SA e para o branco. No primeiro processo com um GRV de 300 rpm e TMR de 90 segundos e um GRV de 50 rpm e um TML de 2100 segundos.

Através da Figura 1 é possível visualizar o período que ocorre a adsorção da CIP na MO, a qual foi adsorvida antes dos 300 segundos, pois até então não tinha sido adicionado o coagulante. E, a eficiência de remoção da CIP após o processo de CFS.

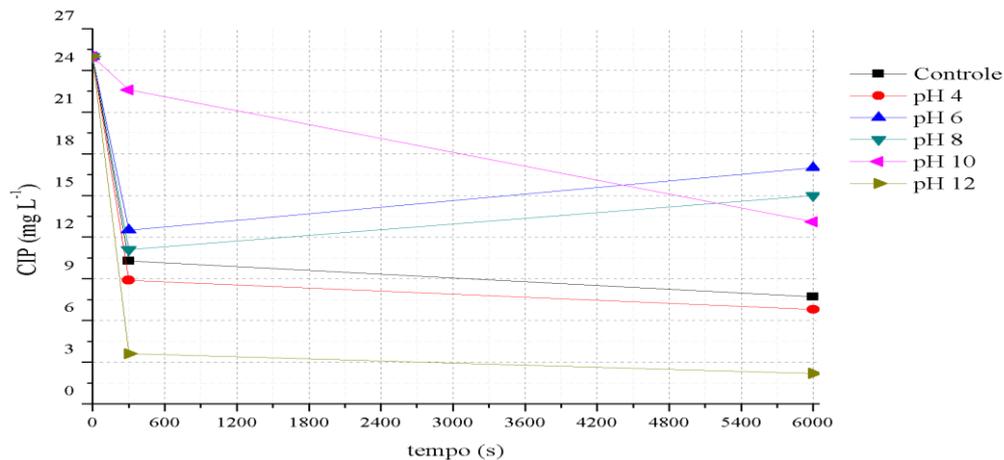


Figura 1- Concentração de CIP para um GRV de 300 rpm e TMR de 90 segundos GRV de 50 rpm e um TML de 2100 segundos.

Conforme a Figura 1, pode-se verificar que nos pHs 6 e 8 houve um aumento na concentração final de CIP em relação a concentração de CIP no início do processo de CFS. Esse aumento por ser pela desorção da CIP da MO durante o processo de coagulação / floculação. A utilização do coagulante e com um pH inicial de 10 apresentou a maior remoção (42 %), isso pode ser explicado pelo fato que de a CIP fica adsorvida na MO e decanta junto com essa. Considerando branco, é possível perceber que mesmo sem a adição de coagulante e sem o ajuste do pH é houve uma redução na CIP.

Para o segundo processo adotou-se um GRV de 100 rpm e TMR de 30 segundos para a coagulação e um GRV de 10 rpm e um TML de 300 segundos para o tempo de mistura lenta TML e mesmo tempo de sedimentação do processo 1, conforme expresso na Figura 2.

O período em que ocorre a adsorção da CIP, a qual foi adsorvida antes dos 300 segundos, pois até então não tinha sido adicionado o coagulante, conforme pode ser observado na Figura 2. Também pode-se verificar a eficiência na remoção da CIP, após o processo de CFS.

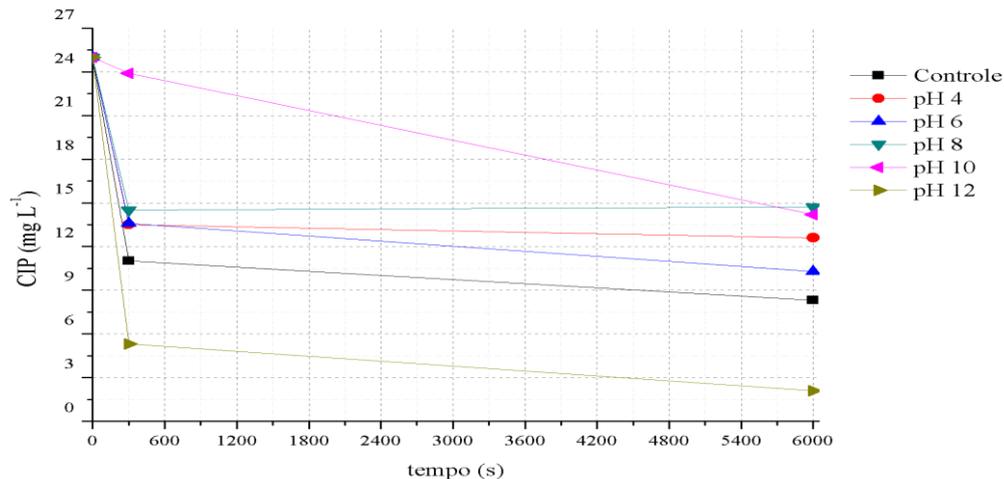


Figura 2 - Concentração de CIP para GRV de 100 rpm e TMR de 30 segundos e coagulação e um GRV de 10 rpm e um TML de 300 segundos.

Analisando-se a Figura 2, os resultados obtidos para a remoção da CIP no pH 8 houve um aumento na concentração final de CIP em relação a concentração de CIP no início do processo de CFS. Esse aumento também pode ser explicado pela desorção da CIP da MO durante o processo de coagulação floculação que pode ser causado pelo uso do SA. Com isso, é possível perceber que para um tempo de mistura rápida e um tempo de mistura lenta menor propiciou uma menor desorção da CIP da MO para a água. A utilização do coagulante e com um pH inicial de 12 apresentou a maior remoção (61 %)

4.3 Remoção da Turbidez

O processo de CFS realizado no Jartest, utilizando como coagulante o SA ou sem ele é influenciado diretamente pelo GRV e pelo TMR e TML. Na Tabela 2 são mostradas as eficiências de remoção da turbidez no processo com o uso de um GRV, TMR e TML com um valor maior.

Tabela 2- Valores de remoção da turbidez presente na água

Grupo	AS (mg L ⁻¹)	pH	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Remoção (%)
1	800	12	795,0	12,5 ± 0,2	98,43
2	800	10	795,0	6,9 ± 0,5	99,13
3	800	8	795,0	15,5 ± 0,1	98,05
4	800	6	795,0	10,5 ± 0,3	98,68
5	800	4	795,0	13,2 ± 0,2	98,34

Grupo	AS (mg L ⁻¹)	pH	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Remoção (%)
6	0	(sem ajuste)	795,0	158,0 ± 0,7	80,13

A partir Tabela 2 é possível observar que a remoção de turbidez apresentou valores acima de 98 % para o uso de coagulante e sem o uso houve cerca de 80 % de remoção da turbidez isso pode ter ocorrido através da sedimentação das partículas. O pH foi um fator que não influenciou significativamente na remoção deste parâmetro.

Porém, todos os resultados obtidos encontram-se acima do que é recomendado pela Portaria 2914 / 2011 para padrão organoléptico de potabilidade, a qual determina que o Valor Máximo Permitido (VMP) é de 5 uT. No entanto, deve-se ter em mente que o teste realizado em laboratório as amostras analisadas não passaram por processo de filtração.

Na Tabela 3 são mostradas as eficiências de remoção da turbidez no processo com o uso de um GRV, TMR e TML com um valor menor.

Tabela 3– Valores de remoção da turbidez presente na água

Grupo	AS (mg L ⁻¹)	pH	Turbidez inicial (NTU)	Turbidez final (NTU)	Remoção (%)
1	800	12	795,0	30,0 ± 0,4	96,23
2	800	10	795,0	108,0 ± 0,6	86,42
3	800	8	795,0	131,1 ± 0,1	83,52
4	800	6	795,0	152,0 ± 0,3	80,88
5	800	4	795,0	174,3 ± 0,4	78,11
6	0	(sem ajuste)	795,0	203,1 ± 0,2	74,47

Na Tabela 3 é possível observar que a remoção de turbidez apresentou valores acima de 74 % para o uso de coagulante, sendo o maior valor para o pH 12 sendo de 96,23 %. Os resultados de turbidez residual nesse processo também se encontram acima do que é recomendado pela Portaria 2914 / 2011.

E assim, comparando os dois processos é possível perceber que quanto maior a GRV e maior o TMR e TML, mais o processo é eficiente em termos de turbidez, e isso devido ao fato de que as partículas possuem mais tempo para se desestabilizarem e para formarem os flocos. E assim, tem-se o contrário do que acontece para a CIP.

4.4 Potencial Hidrogeniônico

A alcalinidade da água é importante na coagulação química, pois os coagulantes comumente têm atuação como ácidos em soluções, reduzindo a alcalinidade e baixando o valor do pH, sendo necessária frequentemente a adição de alcalinizante para o equilíbrio do pH (PAVANELLI, 2001). Na tabela 6 pode-se verificar que os resultados obtidos confirmam a hipótese comentada, de redução do pH.

Tabela 4 - Valores de pH obtidos no final de cada processo

Grupo	pH inicial	pH final	
		Proc. 1	Proc. 2
1	12	4.1	4.2
2	10	4.0	4.6
3	8	3.9	4.0
4	6	3.8	3.9
5	4	3.6	3.6
6	Sem ajuste	8.5	8

A redução ocorre porque os coagulantes típicos de ferro e alumínio são sais ácidos que reduzem o pH da água tratada por hidrólise. Quando adicionado coagulante químico nas ETAs algumas espécies hidrolisadas poderão estar presentes para um determinado valor de pH (PAVANELLI, 2001).

Conclusão

A CIP em suas várias formas apresenta afinidade de adsorção com a MO presente na água, tanto para o branco, no qual não foi ajustado o pH, como para as demais amostras. A remoção da CIP variou conforme o ajuste do pH.

No primeiro processo com um GRV de 300 rpm e um TMR de 90 s para a coagulação e um GRV de 50 rpm e um TML de 2100 s, o processo com a utilização do coagulante e com um pH inicial de 12 apresentou a melhor remoção, pelo fato que de a CIP fica adsorvida na MO e decanta junto com essa.

O segundo processo tem um GRV de 100 rpm e um TMR de 30 s para a coagulação e um GRV de 10 rpm e um TML de 300 s. Pode-se perceber que a maior remoção da CIP foi para o pH 12, por que a CIP ficou adsorvida na MO decantando junto com a mesma.

Quanto maior a GRV e maior o TMR e TML, mais o processo é eficiente em termos de turbidez, e isso devido ao fato de que as partículas possuem mais tempo para se desestabilizarem e para formarem os flocos.

Porém, de acordo com os resultados obtidos tanto para o procedimento 1 e 2 ambos se encontram acima do que é recomendado pela Portaria 2914 / 2011 para padrão organoléptico de potabilidade, a qual determina que o VMP, de turbidez é 5 uT e um pH entre 6,0 e 9,5, os quais estão todos abaixo destes estabelecidos na normativa em vigor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. NBR 9.898/87

AHMADZADEH, S. et al. Removal of ciprofloxacin from hospital wastewater electrocoagulation technique by aluminum electrode: Optimization and modelling through response surface methodology. **Process Safety and Environment Protection**, v. 109, p. 538–547, 2017.

APHA. American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21ª Ed. Washington – DC: APHA, 2005.

BAPTISTUCCI, C. B. **Degradação do antibiótico ciprofloxacina em solução aquosa por meio de processo oxidativo avançado baseado em ozônio**. São Paulo, 2012.

CETESB, **Companhia ambiental do estado de São Paulo**. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/aguasanteriores/wpcontent/uploads/sites/32/2013/11/variaveis.pdf>> acesso em 29 de novembro de 2016. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem, 2009.

DI BERNARDO, L.; e DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Vol. 1. São Carlos: Rima, 2005.

FUNASA. **Manual de Controle da Qualidade da Água para Técnicos que Trabalham em ETAs**. Brasília, 2014.

HAMEED, Y. T. et al. A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminium chloride, and application in a pilot plant. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 494-503, 2016.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, A. C. **Tratamento de esgotos Domésticos**. 6ª ed., Rio de Janeiro/RJ, 2011.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005.

444 p.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Editora Átomo, 3ª ed., Campinas / SP, 2010.

LIU, G. et al. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: **A review.** *Water Research*, v. 116, p. 135-148, 2017.

MACHADO, K. C. et al. **A preliminary Nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil.** *Science of the Total Environment*. vol. 572. Pag. 138 – 146, 2016.

MIRANDA, L. A. S. **Sistemas e processos de tratamento de águas de abastecimento.** Abastecimento de água, nível 2, Porto Alegre: (S. n.), 2007.

NAIDU, R.; ESPANA, V. A. A.; LIU, Y.; JIT, J. **Emerging contaminants in the environment: Risk-based analysis for better management.** *Chemosphere*. vol. 154, pag. 350 - 357, 2016.

PAVANELLI, G. **Eficiência de diferentes tipos de coagulantes na coagulação, floculação e sedimentação de água com cor ou turbidez elevada.** Dissertação de Mestrado. São Carlos. 2001.

PIANTÁ, C. A. V. **Emprego de coagulantes orgânicos naturais como alternativa ao uso do sulfato de alumínio no tratamento de água.** Porto Alegre, novembro 2008.

REIS FILHO R. W. et al. **Poluentes Emergentes como Desreguladores Endócrinos.** JBSE, SETAC- Brasil, 2007.

RICHTER, C.; A. **Água: métodos e tecnologias de tratamento.** São Paulo: Blucher, 2009.

SANTANA, J. da S. **Determinação de contaminantes emergentes em mananciais de água bruta e na água para consumo humano do Distrito Federal.** Universidade de Brasília Instituto de Química Programa de Pós-Graduação em Química, Brasília, Fevereiro de 2013.

TAN, Y. et al. Effects of metal cations and fulvic acid on the adsorption of ciprofloxacin onto goethite. **Environment Science Pollution Research International**, v. 22, p. 609-617, 2015.

VIDA, T. de P. **Tratamento de matrizes aquosas contendo o antibiótico ciprofloxacina por meio da oxidação por ozônio.** São Paulo, 2014.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol. 1, 3ª ed. Belo Horizonte, 2005.

WANG, W. et al. **Effect of humic acid on ciprofloxacin removal by magnetic multifunctional resins.** *Scientific Reports*, v. 6, p. 1-10, 2016.