FILTRAÇÃO DIRETA COM O USO DO POLICLORETO DE ALUMÍNIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA DE ABASTECIMENTO: EFEITO DAS CONDIÇÕES DE COAGULAÇÃO

Adriano Gonçalves dos Reis[(1)]
Engenheiro Químico pela Faculdade de Engenharia Química de Lorena (EEL/USP). Mestre e Doutor em Ciências pelo Instituto Tecnológico de Aeronáutica (ITA). Pós-doutorado pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN). Livre Docente em Operações Unitárias Aplicadas ao Saneamento pela Universidade Estadual Paulista (UNESP). Professor Associado do Departamento de Engenharia Ambiental no Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista (ICT/UNESP – São José dos Campos/SP).
Wagner Yukio Kamiwada[(2)]
Engenheiro Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP).
Luiz Gustavo Rodrigues Godoy[(3)]
Engenheiro Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP). Mestre e doutorando em Engenharia Civil e Ambiental na área de concentração de Saneamento pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (FEB/Unesp – Bauru/SP).

Endereço[(1)]**:** Estrada Dr. Altino Bondensan, 500 – Eugênio de Melo – São José dos Campos – São Paulo – CEP: 12247-016 – Brasil - Tel.: +55 (12) 3947-9700 – e-mail: adriano.reis@unesp.br

RESUMO

Policloreto de alumínio (PAC) é um coagulante polimérico inorgânico pré-hidrolisado que tem se destacado no tratamento de água de abastecimento por formar um precipitado resistente, além de ter um baixo efeito no pH. Neste sentido, este trabalho teve como objetivo o estudo do uso de PAC para tratamento da água com baixa turbidez via filtração direta. Para isto, foram construídos diagramas de coagulação de turbidez e de cor aparente remanescentes com pH de 4,0 a 9,0 e dosagem de 0 a 0,750 mg.L^{-1} de PAC. Foram também estudados diferentes gradientes de velocidade e tempos de mistura para a coagulação e floculação. Os diagramas de coagulação apresentaram resultados satisfatórios na faixa de pH entre 4,0 e 7,5 com dosagem superior a 0,175 mg.L^{-1} de PAC. Para pHs superiores a 7,5, a dosagem mínima requerida foi de 0,425 mg.L^{-1}. O mecanismo de coagulação dominante para a o tratamento é o de adsorção e neutralização de cargas. Para a filtração direta, recomenda-se o pH entre 6,0 e 7,6 para minimizar o consumo de insumos químicos e a formação de lodo. Um conhecimento aprofundado da química e da física do processo relacionado ao uso do PAC pode, portanto, trazer benefícios ao seu uso.

PALAVRAS-CHAVE: Diagrama de coagulação, PAC, mecanismo de coagulação.

INTRODUÇÃO

Para suprir suas necessidades e para proteger sua saúde, o ser humano necessita de água de boa qualidade e em quantidade suficiente. Segundo Di Bernardo e Dantas (2005), as fontes mais fáceis de exploração de água são os rios, os lagos e os lençóis subterrâneos de baixa profundidade. Entretanto, nestes locais existem diversos meios de contaminação que aumentam principalmente pela industrialização e pelo crescimento populacional nos centros urbanos.

Neste contexto, para que a água se enquadre dentro dos padrões de qualidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021, que altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2021), faz-se necessário um tratamento de água efetivo. Nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) de abastecimento no Brasil a tecnologia mais utilizada é a do tipo ciclo completo, que inclui as operações unitárias de coagulação, floculação, sedimentação e filtração. Entretanto, uma tecnologia alternativa que também se fundamenta pela coagulação é a filtração direta, que envolve as etapas de coagulação, floculação e filtração (DI BERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2016).

Para que o tratamento resulte em um bom desempenho é fundamental que a coagulação seja eficiente. O bom funcionamento desta primeira etapa está diretamente relacionado ao sucesso das posteriores operações. Desta forma, estudos mais aprofundados são imprescindíveis para uma correta seleção do coagulante e, também, para uma seleção da sua dosagem e do pH ideal para sua utilização (GHERNAOUT *et al*., 2015).

Atualmente uma pressão tem sido feita no intuito de se otimizar as operações unitárias com o objetivo de maximizar a remoção de partículas e consequente turbidez remanescente, minimizar a produção de lodo e reduzir os custos de operação (PERNITSKY e EDZWALD, 2006).

Assim, para auxiliar uma ETA a obter seus parâmetros ideais nos processos de filtração direta, estudos de tratabilidade em laboratório são realizados, variando a dosagem do coagulante a ser estudado, o pH do meio, os gradientes de velocidade médio e os tempos de mistura. Para facilitar estes ensaios, comumente se utilizam o equipamento *jar test* e o filtro de areia acoplado ao mesmo, no qual podem ser simulados os processos e operações de coagulação, floculação e filtração (FERRARI *et al*., 2012).

Os coagulantes mais utilizados nas ETAs do Brasil são sais de alumínio ou ferro que hidrolisam rapidamente com a água e geram um precipitado amorfo do tipo $Al(OH)_3$ ou $Fe(OH)_3$. O uso de coagulantes poliméricos orgânicos e inorgânicos vem sendo investigado como substituição total ou parcial aos coagulantes inorgânicos tradicionais. Dentre esses, o coagulante do tipo policloreto de alumínio (PAC) é o mais comum e de maior disponibilidade no mercado nacional. Dentre os principais benefícios deste polímero inorgânico incluem-se o baixo efeito no pH, possibilitando a eliminação da etapa de ajuste de pH, e a formação de flocos rígidos e pesados, possibilitando o aumento da velocidade de sedimentação (HOWE *et al*., 2016; FERREIRA FILHO e WAELKENS, 2009). É encontrado na literatura estudos do uso do PAC via coagulação, floculação e sedimentação (KAMIWADA, ANDRADE e REIS, 2020; SENEDA, GARCIA e REIS 2021), mas o uso deste coagulante na filtração direta ainda apresenta literatura escassa. Considerando-se os benefícios potenciais do uso do PAC, um estudo da tratabilidade da água para potabilização com este coagulante via filtração direta se faz necessário.

OBJETIVO

Este trabalho teve como objetivo construir diagramas de coagulação para a filtração direta com o uso de policloreto de alumínio (PAC) e identificar o mecanismo dominante de coagulação nas faixas de pH e dosagem avaliadas, de modo a definir as condições operacionais mais adequadas para o tratamento de água de abastecimento.

METODOLOGIA

A água de estudo foi coletada no poço do Parque Tecnológico de São José dos Campos, antes de passar por qualquer tipo de tratamento, e os seguintes parâmetros foram analisados: pH, alcalinidade e temperatura, determinados com o auxílio do pHmetro Lucadema Luca 210 e de um agitador magnético DiagTech DT 3110H; a turbidez pelo nefelômetro Policontrol AP2000; a cor aparente através do colorímetro Policontrol AquaColor Cor, e a condutividade através do Condutivímetro Digimed DM-32. A morfologia dos flocos foi realizada com o estereoscópio SteREO Discovery V20 da ZEISS. A distribuição do tamanho de partículas da suspensão foi feita com o medidor de partículas por difração a laser Cilas 1190, e a medição do potencial zeta foi feita com o Litesizer™ 500 da Anton Paar.

Para o ajuste da turbidez, utilizou-se uma suspensão de caulim na concentração de 50 $g.L^{-1}$, preparada conforme Yukselen e Gregory (2004). A água coletada foi condicionada com essa suspensão até atingir turbidez média de 25 ± 2 uNT, com base no procedimento descrito por Kamiwada, Andrade e Reis (2020). O coagulante empregado foi o policloreto de alumínio (PAC), com teor de 10,91% de Al_2O_3, basicidade de 62,38% (r = 1,9) e densidade de 1,260 $g.cm^{-3}$ a 25 ºC. Para os ensaios em bancada, o coagulante foi previamente diluído a 0,05% (p/v).

A técnica de tratamento utilizada foi a filtração direta, que consiste das operações unitárias de coagulação, floculação e filtração granular rápida. Para os ensaios utilizou-se um *jart test* da PoliControl modelo FlocControl III de 6 jarros (Figura 1), onde foi acoplado um filtro de areia com tamanho efetivo da areia de 0,59 mm (FLA2). Inicialmente foi realizada a otimização das etapas de coagulação e floculação. Para otimização da etapa de coagulação, os gradientes médios de velocidade da mistura rápida (G_{mr}) testados foram de 1.000, 1.300 e 1.600 s^{-1}, e os tempos de mistura rápida (t_{mr}) foram de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 s, sem floculação (filtração em linha), seguido de velocidade de filtração (v_{fil}) de 91 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$, com a amostra final retirada após 20 min de amadurecimento do filtro.

O amadurecimento tem como objetivo evitar o arraste de partículas finas e promover a estabilização hidráulica do leito, assegurando condições adequadas para o início da filtração e a obtenção de resultados reprodutíveis (HOWE *et al*., 2016). Com os resultados obtidos, construiu-se um gráfico de turbidez remanescente em função do t_{mr} para cada G_{mr}, e assim determinou-se qual combinação dos parâmetros apresentava uma menor utilização de recursos e uma turbidez remanescente ideal.

Figura 1- *Jar test* com filtro de areia acoplado utilizado para o estudo de filtração direta com o uso do PAC como coagulante.



Fonte: elaboração própria, 2026.

Em seguida, realizou-se o ensaio de otimização da floculação, já com a coagulação otimizada, com um tempo de floculação (t_{fl}) de 5, 10, 15, 20, 25 e 30 min e gradiente médio de floculação (G_{fl}) de 50 s^{-1}, seguido de v_{fil} de 91 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$, com a amostra final retirada após 20 min de amadurecimento. Na sequência, construiu-se um gráfico de turbidez remanescente em função do t_{fl} e foi definido t_{fl} ideal.

Para a construção dos diagramas de coagulação por filtração direta, no qual formaram-se os pares de dosagem de coagulante e pH de coagulação, a variação da dosagem de coagulante foi entre os valores de 0 a 0,75 $mg.L^{-1}$, e o pH, na faixa de 4 a 9. A temperatura da água sintética durante os ensaios foi de 23,7 ± 0,6 °C. Para ajuste de pH utilizou-se HCl 0,1 M ou NaOH 0,1M. Os parâmetros das operações unitárias foram: G_{mr} de 1300 s^{-1} e t_{mr} de 15 s; G_{fl} de 50 s^{-1} e t_{fl} de 20 min, seguido de uma v_{fil} de 91 $m^3.m^{-2}.d^{-1}$, com a amostra final retirada após 20 min de amadurecimento. Com as amostras de água após a filtração, analisaram-se os parâmetros de turbidez, cor aparente e pH. Com os resultados obtidos após as análises, diagramas de coagulação foram traçados a fim de evidenciar as melhores dosagens de coagulante e faixas de pH para remoção de cor aparente e turbidez via filtração direta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA DE ESTUDO

A Tabela 1 apresenta os valores obtidos na caracterização da água de poço do Parque Tecnológico de São José dos Campos para os ensaios de filtração direta.

Tabela 1 - Caracterização da água de poço utilizada no estudo de filtração direta.

Turbidez (unT)	Cor aparente (uC)	pH	Alcalinidade (mg $CaCO_3.L^{-1}$)	Condutividade ($\mu S.cm^{-1}$)
0,11 ± 0,04	2,5 ± 1,2	6,70 ± 0,13	28,1 ± 1,2	54,25 ± 1,93

Fonte: elaboração própria, 2026.

Diante dos resultados apresentados na Tabela 1 observa-se que a água em estudo apresenta caráter levemente ácido e baixa alcalinidade. Como era esperado, os valores de turbidez e cor aparente foram baixos devido à origem da

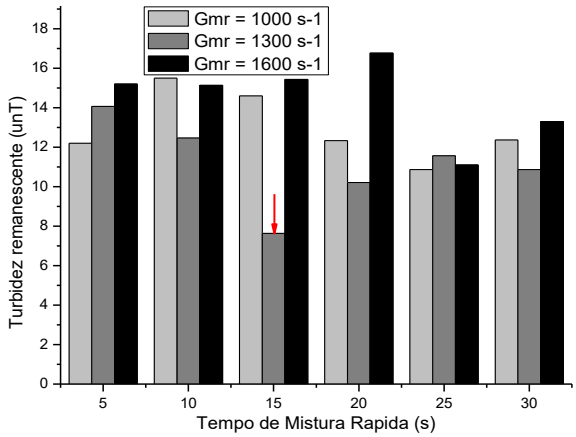
água. Não houve variação expressiva na maioria dos parâmetros analisados. A baixa condutividade da água também evidencia a reduzida presença de íons dissolvidos.

Após adição de caulim, os valores encontrados na água sintética de turbidez e cor aparente foram de, respectivamente, 25,4 ± 1,5 unT e 47,3 ± 3,0 uC. O diâmetro médio das partículas de caulim na água sintética encontrado foi de 10,25 µm, enquanto o seu potencial zeta foi de -51,6 mV. O tamanho de partícula em escala micrométrica, aliado ao potencial zeta negativo do caulim na água sintética faz com que o mesmo esteja em estado coloidal estabilizado, evitando que o caulim seja fisicamente separado da água numa operação unitária de filtração, flotação ou sedimentação. Por outro lado, o potencial zeta positivo encontrado do PAC (+ 38,5 mV) permite que as cargas negativas do coloide sejam neutralizadas, além de que, quando colocado em excesso e em condições ideais de pH, possa formar o precipitado de $Al(OH)_3$*.

OTIMIZAÇÃO DAS ETAPAS DE COAGULAÇÃO E FLOCULAÇÃO

Os resultados de turbidez remanescente após filtração obtidos na etapa de otimização do gradiente de velocidade e tempo de coagulação estão apresentados na Figura 2.

Figura 2- Turbidez remanescente após filtração de acordo com variações do gradiente de velocidade e do tempo de coagulação com o uso do PAC.

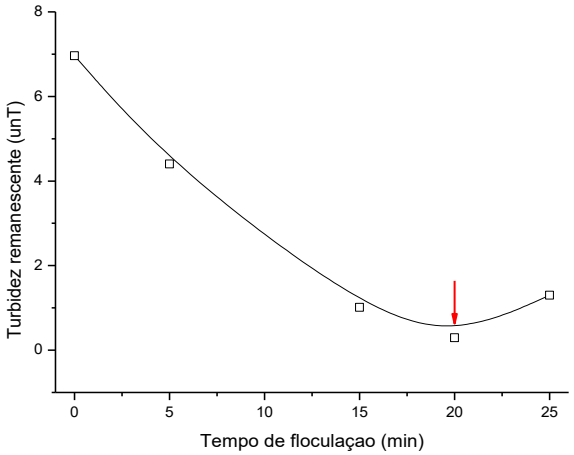


Fonte: elaboração própria (2026).

A figura 2 mostra que os melhores resultados para turbidez remanescente foram obtidos com o gradiente de velocidade na mistura rápida de 1300 s^{-1}, quando comparado com do G_{mr} de 1000 e 1600 s^{-1}. O gradiente de velocidade de 1000 s^{-1} pode não ter provido energia suficiente para quebra da dupla camada (GHERNAOUT *et al.*, 2015), e o gradiente de velocidade de 1600 s^{-1} pode ter provido energia requerida para quebra da dupla camada, porém quebrando os microflocos formados (GHERNAOUT *et al.*, 2015). Quanto ao tempo de mistura rápida, o tempo de 15 s apresentou a menor turbidez remanescente (indicação da seta na Figura 2). Sendo assim, as condições de G_{mr} de 1300 s^{-1} e t_{mr} de 15 s foram utilizados nas próximas etapas.

A Figura 3 apresenta o resultado de turbidez remanescente após filtração em diferentes tempos de floculação para um G_{fl} = 50 s^{-1}.

Figura 3 - Resultados de turbidez remanescente após filtração de acordo com variações do tempo de floculação para o estudo de Filtração Direta. G_{mr} de 1300 s^{-1} e t_{mr} de 15 s; G_{fl} = 50 s^{-1}.



Fonte: elaboração própria (2026).

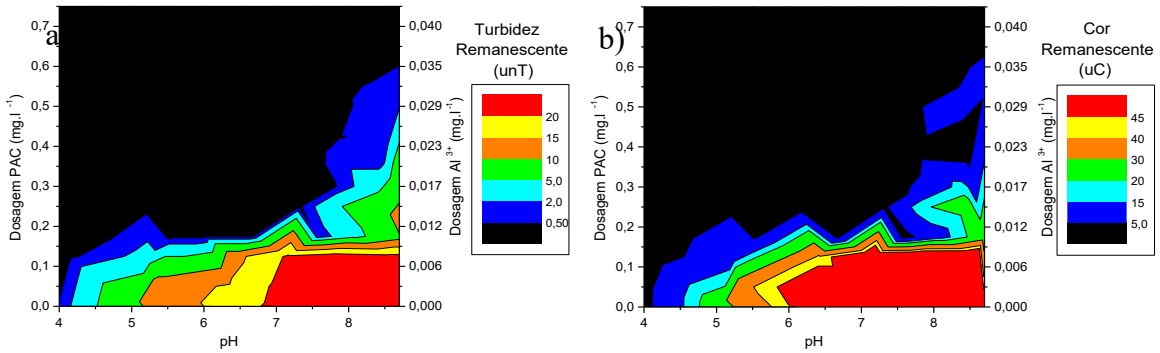
Pela Figura 3 observa-se que a turbidez remanescente obteve o melhor resultado para um tempo de floculação de 20 min. Esse resultado pode estar associado com o aumento do tamanho do floco, que resulta numa melhor filtração.

Sendo assim, para construção do diagrama de coagulação, serão utilizadas as condições de G_{mr} de 1300 s^{-1}, t_{mr} de 15 s, G_{fl} de 50 s^{-1} e t_{fl} de 20 min.

DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

A Figura 4 apresenta os diagramas de coagulação obtidos tanto para turbidez quanto para cor aparente remanescentes após a filtração direta.

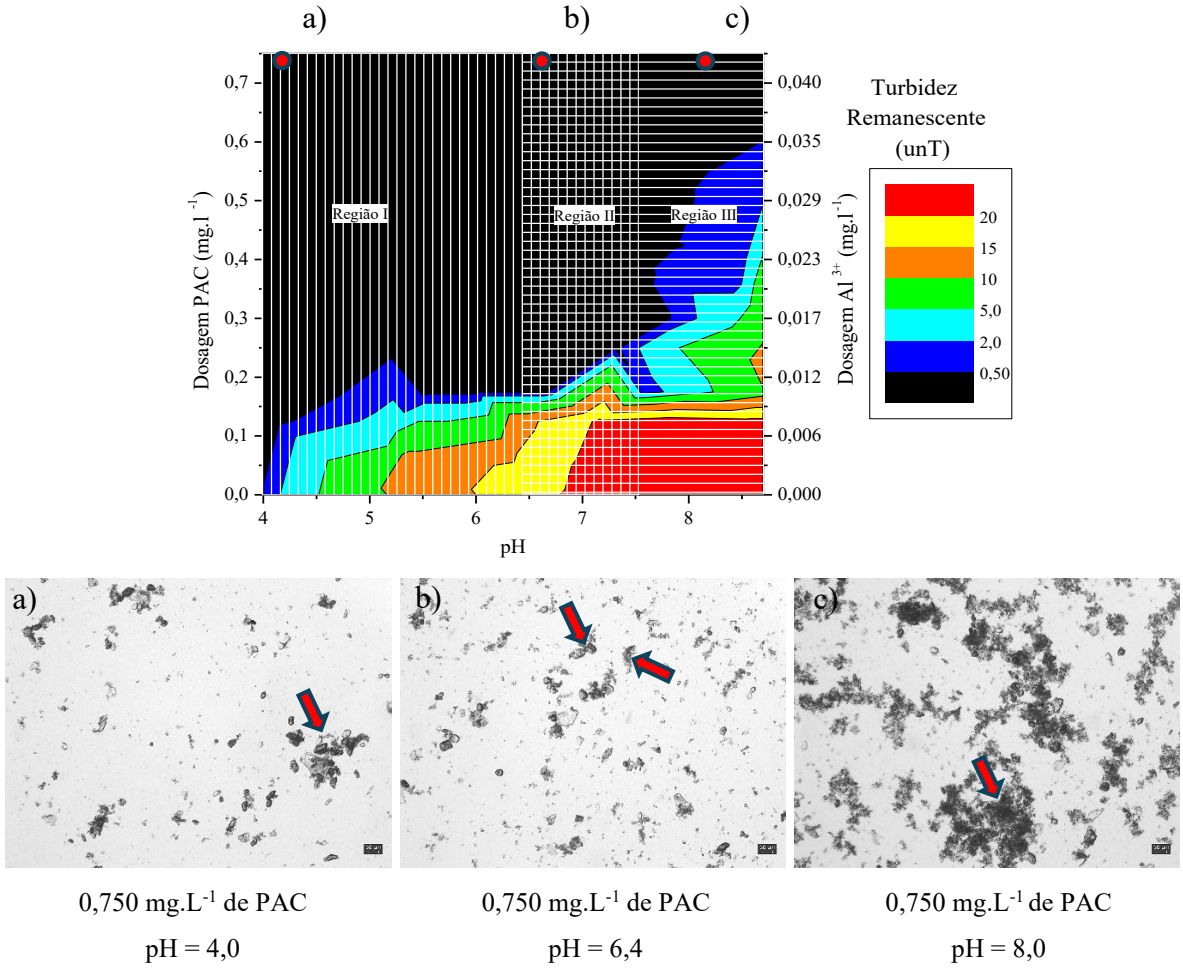
Figura 4 – Diagrama de coagulação da filtração direta em função da dosagem de PAC ($mg.L^{-1}$) x pH para a) turbidez remanescente (unT) e b) cor aparente remanescente (uC).



Fonte: elaboração própria (2026).

Os diagramas de coagulação apresentados na Figura 4 apresentam um perfil de turbidez e cor aparente remanescente muito parecidos. De acordo com os limites estabelecidos pelo Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2017), tanto a turbidez (≤ 0,5 unT) quanto a cor aparente (≤ 15 uC) foram atendidos em dosagens acima de 0,175 $mg.L^{-1}$ de PAC entre os pH de 4 e 7,5. Para pHs superiores a 7,5, a turbidez remanescente atendeu ao limite de potabilidade para estes parâmetros apenas para dosagens superiores a 0,425 $mg.L^{-1}$ de PAC. O motivo deste comportamento diferenciado em diferentes pHs será explicado através da Figura 5, onde o diagrama de coagulação para turbidez remanescente é dividido em três regiões distintas, e a morfologia do floco em cada região também é exemplificada.

Figura 5 - Diagrama de coagulação da filtração direta em função da dosagem de PAC (mg.L^{-1}) x pH de coagulação de filtração direta para turbidez remanescente (unT) dividido em 3 regiões com as respectivas morfologias dos flocos



0,750 mg.L^{-1} de PAC pH = 4,0 | 0,750 mg.L^{-1} de PAC pH = 6,4 | 0,750 mg.L^{-1} de PAC pH = 8,0

Fonte: elaboração própria (2026).

Segundo Pernitsky e Edzwald (2003, 2006), devido às questões terminodinâmicas, a variação do pH e da concentração de alumínio gera uma mudança na concentração de determinados íons de diferentes cargas ou na solubilidade do hidróxido de alumínio (precipitado). Na região I (linhas verticais) apresentada na Figura 5, com pH menor que 6,4, o precipitado amorfo $Al(OH)_3^*$, encontra-se solúvel. Por outro lado, as espécies em solução predominantes nesta região são Al^{3+}, $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^{1+}$ e $Al_{13}O_4(OH)_{24}H_2O_{12}^{7+}$ (Pernitsky e Edzwald 2003, 2006), ou seja, espécies catiônicas que podem neutralizar a carga negativa do coloide, desestabilizando o mesmo. Portanto, o mecanismo de coagulação dominante nesta região deve ser o de adsorção e neutralização de cargas pelas espécies catiônicas. Corroborando com esta indicação, os microflocos formados nesta região não apresentam a formação do precipitado amorfo, mas apenas partículas de caulim agregadas por estarem desestabilizadas, conforme seta da Figura 5a. Além disso, dosagens inferiores a 0,175 mg.L^{-1} de PAC apresentam baixa eficiência de remoção de turbidez. No mecanismo de coagulação por adsorção e neutralização de cargas, a relação existente entre a concentração dos coloides e a quantidade necessária de espécies desestabilizantes por adsorção segue relação estequiométrica (DI BERNARDO e DANTAS, 2005). Neste caso, dosagens abaixo de 0,175 mg.L^{-1} de PAC provavelmente não provêm cargas positivas suficientes para desestabilizar os coloides presentes.

Na região II (linhas quadriculadas) apresentada na Figura 5, com pH entre que 6,4 e 7,6, o precipitado amorfo $Al(OH)_3^*$ esta na região insolúvel, e ao mesmo tempo a espécie solúvel dominante é a $Al_{13}O_4(OH)_{24}H_2O_{12}^{7+}$ (Pernitsky e Edzwald 2003, 2006), ou seja, a neutralização e adsorção de cargas ocorre pelos cátions presentes

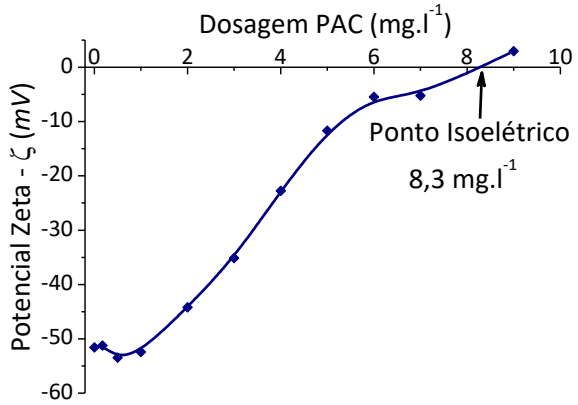
e pelo precipitado $Al(OH)_3^*$. O hidróxido de alumínio apresenta ponto de carga zero de 8,5, ou seja, o $Al(OH)_3^*$ apresenta carga positiva para pHs inferiores a 8,5 (HOWE *et al*., 2016). Os microflocos formados nesta região são majoritariamente partículas de caulim agregadas, mas já é possível perceber a formação do precipitado amorfo metálico, conforme setas na Fig. 5b. Além disso, dosagens inferiores a 0,175 $mg.L^{-1}$ de PAC também apresentam baixa eficiência de remoção de turbidez, provavelmente por não proverem cargas positivas suficientes para desestabilizar os coloides presentes.

Na região III (linhas horizontais) apresentada na Figura 5, com pH maior que 7,6, o precipitado amorfo $Al(OH)_3^*$ continua na região insolúvel, mas neste caso a espécie solúvel dominante é a $Al(OH)_4^{1-}$ (Pernitsky e Edzwald 2003, 2006). Como a espécie solúvel agora é aniônica, ela não mais irá neutralizar a carga também negativa dos coloides. Já o precipitado amorfo que se encontra na região insolúvel, e devido às características positivas de sua superfície, será o responsável pela neutralização das cargas negativas dos coloides. Segundo Amirtharajah e Mills (1982), esta região é chamada de corona. Os microflocos formados nesta região são predominantemente partículas de caulim envoltas por hidróxido metálico, conforme seta da Figura 5c. Nesta região, a dosagem necessária para se obter uma menor turbidez remanescente é maior que nas regiões I e II. Isso se deve ao fato de que, nesta região a desestabilização ocorre apenas pelos hidróxidos metálicos precipitados, e uma maior dosagem é necessária para que os mesmos sejam formados (Pernitsky e Edzwald 2003, 2006).

Apesar de as três regiões (I, II e III) apresentarem, em grande parte do diagrama da Figura 5, resultados inferiores a 0,5 *unT* de turbidez e a 15 uC de cor remanescentes, e, portanto, atenderem o limite de potabilidade brasileira (BRASIL, 2017), algumas regiões devem ser priorizadas comparativamente com outras, quando aplicada a técnica de filtração direta. A região III, além de demandar um maior consumo de coagulante, irá produzir um excesso de precipitados de $Al(OH)_3^*$. Como afirma Santos *et al*. (2004), o transpasse ocorrerá mais cedo e/ou a vazão de escoamento do tratamento irá diminuir, além de haver uma maior produção de precipitados desnecessária. A região I, apesar de demandar um menor consumo de coagulante, e não formar o precipitado amorfo, pode demandar ajustes excessivos de pH, por estar na faixa menor que 6,4. Sendo assim, a região ideal para operação em filtração direta com o PAC situa-se no pH entre 6,0 e 7,6, que engloba uma pequena parte da região I e toda região II. Nesta região, além de se ter a espécie hidrolisada com uma alta carga positiva, o $Al_{13}O_4(OH)_{24}H_2O_{12}^{7+}$, os coloides também serão neutralizados pelos hidróxidos metálicos que começarão a ser formados, mas em menor escala que na região III. Sendo assim, o pH entre 6,0 e 7,6 é a região ideal para se racionar o consumo de coagulante e alcalinizante, e ao mesmo tempo prolongar a carreira de filtração por formar menos hidróxidos metálicos.

Foi determinado o ponto isoelétrico da adição de solução de PAC na água sintética com pH de 6,5, conforme Figura 6.

Figura 6 – Variação do potencial zeta da água sintética em pH 6,5 em função da dosagem PAC



Fonte: elaboração própria (2026).

Pela Figura 6 pode se notar que as partículas coloidais presentes na água sintética diminuem a carga negativa do potencial zeta de acordo com que se aumenta a dosagem de PAC, partindo de -50,8 mV (sem adição de coagulante) e chegando no ponto isoelétrico (carga zero) com uma dosagem ao redor de 8,3 $mg.L^{-1}$ de

coagulante. O PAC tem a capacidade, portanto, de atuar diretamente no potencial zeta da água sintética até o ponto de neutralizar totalmente a carga das partículas e, por meio da dosagem excessiva de espécies adsorvíveis, ocorrer a reversão da carga superficial das cargas coloidais. Na dosagem de 9 $mg.L^{-1}$ o potencial zeta da água sintética reverteu para um valor positivo de + 3,0 mV. Esta capacidade é característica de coagulação por adsorção e neutralização de cargas.

Porém, a dosagem necessária de 8,3 $mg.L^{-1}$ de PAC para se atingir o ponto isoelétrico da água sintética é muito acima da requerida para se atingir turbidez remanescente de 0,1 unT após filtração direta, que pelo diagrama de coagulação apresentado na Fig. 4 foi de apenas 0,25 $mg.L^{-1}$ para o pH próximo de 6,8. De acordo com a literatura, o potencial zeta ótimo para desestabilização da partícula não precisa ser necessariamente zero no mecanismo de adsorção e neutralização de cargas. Necessita-se apenas que as forças atrativas de van de Waals entre os microflocos resultantes predomine sobre as forças repulsivas, permitindo que eles se agreguem e não causem repulsão pela areia que também apresenta carga negativa (BRATBY, 2016). Não existe um único valor de potencial zeta que a agregação de partículas irá sempre ocorrer. Para cada água de estudo e cada coagulante, é possível que um valor de potencial zeta único possa ser observado onde as partículas possam se agregar, e este valor deve ser determinado experimentalmente (HENDRICKS, 2010).

CONCLUSÕES

A construção dos diagramas de coagulação permitiu identificar, de forma objetiva, as faixas de pH e de dosagem de PAC mais adequadas para o tratamento de água de abastecimento por filtração direta, tornando-se uma ferramenta central para a interpretação do processo e para a definição das condições operacionais. Os resultados mostraram que o pH exerce forte influência sobre a eficiência de remoção de turbidez e cor aparente, bem como sobre a solubilidade do precipitado de $Al(OH)_3$* e das espécies hidrolisadas, determinando o mecanismo dominante de coagulação.

Os diagramas evidenciaram que, na maior parte da faixa estudada, o PAC foi capaz de atender aos padrões de potabilidade, com desempenho mais favorável entre pH 6,0 e 7,6, região em que se conciliam menor consumo de coagulante, menor demanda de ajuste químico e maior eficiência operacional na filtração direta. Nessa faixa, a construção do diagrama foi especialmente relevante por indicar a condição mais vantajosa para a operação, além de permitir a identificação das regiões em que a coagulação ocorre predominantemente por adsorção e neutralização de cargas.

Assim, o PAC mostrou-se um coagulante eficiente para a filtração direta de água de abastecimento, e os diagramas de coagulação constituem uma contribuição importante do estudo por auxiliarem na seleção do pH e da dosagem ideais, com potencial de aplicação em ETAs visando otimização de insumos, redução da produção de lodo e aumento da eficiência do processo.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), Brasil. Processo nº 2024/06591-5.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMIRTHARAJAH, A.; MILLS, K. M. *Rapid mix design for mechanism of alum coagulation. JAWWA*, v. 74, n. 4, p. 210-216, 1982.
2. BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. *Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017*. Consolida as normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Anexo XX: Procedimentos de Controle e de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade, alterado pela Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2017. Disponível em: saude.gov.br. Acesso em: 7 mai. 2026.
3. BRATBY, J. *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment*. Third edition. London: IWA Publishing, 2016

4. DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. *Métodos e técnicas de tratamento de água* – v. 1, 2 ed. São Carlos: RIMA, 792 p, 2005.
5. FERRARI, T. N.; DE JULIO, M.; DE JULIO, T. S.; SOUSA JÚNIOR, W. C. *Estudos de Tratabilidade das Águas do Rio Paraíba do Sul que Abastecem o Município de São José dos Campos/SP. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 5, n. 2, p. 45-58, 2012.
6. FERREIRA FILHO, S.S.; WAELKENS, B.E. *Minimização da produção de lodo no tratamento de águas de abastecimento mediante uso do cloreto de polialumínio e sua disposição em estações de tratamento de esgotos. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 317-326, 2009.
7. GHERNAOUT, D.; AL-GHONAMY A.I.; BOUCHERIT A.; GHERNAOUT B.; NACEUR M.W., MESSAOUDENE N.A., AICHOUNI M.; MAHJOUBI A.A.; ELBOUGHDIRI N.A. *Brownian Motion and Coagulation Process. American Journal of Environmental Protection*, v. 4, n. 5-1, p. 1-15, 2015.
8. HENDRICKS, D. *Fundamentals of Water Treatment Unit Processes: Physical, Chemical, and Biological*. Boca Ratón: CRC Press, 883 p., 2011.
9. HOWE, K.J.; HAND, D.W.; CRITTENDEN, J.C.; TRUSSELL, R.R.; TCHOBANOGLOUS, G. *Princípios de tratamento de água*. São Paulo: Cengage, 602 p, 2016.
10. KAMIWADA, W. Y., ANDRADE, P. V., REIS, A G. *Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 25, p. 667-676, 2020.
11. LIBÂNIO, M. *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Campinas, SP: Editora Átomo, 4 ed., p. 285-288, 2016.
12. PERNITSKY, D.; EDZWALD, J. *Solubility of polyaluminium coagulants. Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, v. 52, n. 6, p. 395-406, 2003.
13. PERNITSKY, D.; EDZWALD, J. *Selection of alum and polyaluminum coagulants: principles and applications. Journal of Water Supply: Research and Technology - AQUA*, v. 55, n. 2, p. 121-141, 2006.
14. SENEDA, ROBERTA MITANI, GARCIA, GEANE FAGUNDES, REIS, ADRIANO GONÇALVES DOS. *Cinética da floculação: um estudo comparativo no uso do cloreto de polialumínio com alta e baixa basicidade e o sulfato de alumínio*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 26, p. 283-290, 2021.
15. SANTOS, H. R, PRADO, G. S, VIDAL, C. M de S, MORUZZI, R. B, CAMPOS, R. C. *Aplicabilidade s Técnicas de Determinação de Tamanho de Partículas em Sistemas de Tratamento de Água e Esgoto Sanitário. Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 4, 2004.
16. YUKSELEN M. A. e GREGORY J. *The reversibility of floc breakage. International Journal of Mineral Processing*, v. 73, n. 2-4, p 251-259, 2004.