

REMOÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NA ÁGUA VIA COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO

Luiz Gustavo Rodrigues Godoy⁽¹⁾

Engenheiro Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP). Mestrando em Engenharia Civil e Ambiental na área de concentração de Saneamento pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP).

Maria Gabrielle Custodio de Oliveira

Graduanda em Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP).

Rodrigo Braga Moruzzi

Engenheiro Civil pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). Mestre e Doutor em Engenharia Civil na área de Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo (EESC/USP). Pós-doutorado pelo Departamento de Química e Física Molecular (IQSC/USP). Professor Associado do Departamento de Engenharia Ambiental no Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP).

Adriano Gonçalves dos Reis

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). Professor Assistente Doutor do Departamento de Engenharia Ambiental no Instituto de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (ICT/Unesp – São José dos Campos/SP).

Endereço⁽¹⁾: Estrada Dr. Altino Bondensan, 500 – Eugênio de Melo – São José dos Campos – São Paulo – CEP: 12247-016 – Brasil - Tel.: +55 (12) 99628-0238 – e-mail: luiz.godoy@unesp.br

RESUMO

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos amplamente utilizados, porém, cerca de 45% de todos os plásticos produzidos não são reciclados e, após serem descartados, seus resíduos passam por processos mecânicos de biodegradação e foto-oxidação, formando detritos plásticos, classificados como microplásticos (MP). Os MPs podem adsorver uma variedade de contaminantes, como orgânicos tóxicos, metais pesados, antibióticos, adsorventes em nano escala, além de micro-organismos, agravando a toxicidade no ambiente. Nessa pesquisa, foi estudado o MP PVC (policloreto de vinila), pois corresponde a cerca de 10% da produção mundial. O objetivo deste trabalho foi determinar um método de mensurar a concentração do PVC em suspensão aquosa e a capacidade de remoção deste MP através das operações unitárias de coagulação, floculação e sedimentação. Como resultado, a medição de turbidez da suspensão de PVC apresentou alta correlação (0,9994) com a concentração deste MP, resultando em uma técnica de análise simples e rápida para monitoramento. O coagulante PAC obteve remoção de até 95% de PVC na dosagem de 40 mg/L com velocidade de sedimentação de 0,47 cm.min⁻¹. Com adição do PAM foi possível formar flocos visualmente maiores durante a floculação, porém, não obteve melhora na eficiência de remoção do PVC nas dosagens estudadas.

PALAVRAS-CHAVE: microplástico, PVC, coagulação-floculação

INTRODUÇÃO

Os plásticos são polímeros orgânicos sintéticos amplamente utilizados no cotidiano e nas indústrias devido às suas propriedades físicas e químicas, como boa ductilidade, durabilidade, leveza e baixo custo (TONG *et al.*, 2022). A produção em larga escala desse material iniciou em 1950, e atualmente estima-se que 8,9 bilhões de toneladas de plásticos primários (ou virgens) e secundário (produzidos de material reciclável) já foram fabricados, sendo projetado que até 2050 a produção global atinja 33 bilhões de toneladas (SHARMA *et al.*, 2020). Porém, apenas cerca de 55% dos plásticos produzidos podem ser reciclados devido à contaminação, e o restante é destinado a aterros sanitários ou acumulam em ecossistemas naturais, existindo amplo consenso sobre suas consequências negativas ao meio ambiente (TONG *et al.*, 2022).

Após serem descartados, os resíduos plásticos passam por processos mecânicos de biodegradação e foto-oxidação, formando detritos plásticos, que são classificados como microplásticos, quando a partícula possui tamanho entre 0,1 μm e 5 mm e nanoplástico, quando seu tamanho é inferior a 0,1 μm (MA *et al.*, 2019a). Os MP também podem ser produzidos diretamente pelas indústrias, para algumas aplicações comerciais. Eles podem ser categorizados como primários, sendo partículas de polietileno, polipropileno, poliestireno e policloreto de vinila, ou secundários, sendo fibras de poliéster, acrílico e poliamida (SKAF *et al.*, 2020). Parte dos microplásticos se acumula em ambientes aquáticos, como rios, lagos e oceanos e são facilmente transportados em longas distâncias por meio de processos hidrodinâmicos e correntes oceânicas (MA *et al.*, 2019b; SHEN *et al.* 2020).

Como resultado, a presença de microplástico em ambientes aquáticos causa graves perdas econômicas, problemas ambientais e de saúde, sendo considerado um novo tipo de poluente emergente (MA *et al.*, 2019a). Dentre os problemas, os microplásticos podem adsorver uma variedade de contaminantes, devido à sua carga negativa, grande área de superfície e forte hidrofobicidade, sendo um excelente transportador de produtos químicos orgânicos tóxicos, metais pesados, antibióticos e adsorventes em nanoescala, o que pode agravar a toxicidade no ambiente e em organismos aquáticos (MA *et al.*, 2019b; ZHOU *et al.*, 2021). Além disso, uma variedade de microrganismos e patógenos nocivos podem se estabelecer nas partículas de microplásticos (TONG *et al.*, 2020).

O problema se torna ainda mais crítico para a sociedade quando relacionado com água potável para consumo, representando uma ameaça potencial à saúde humana e colocando a questão no topo das agências de saúde pública no mundo (KOELMANS *et al.*, 2019). Estudos recentes identificaram a presença de microplásticos na água de abastecimento que é utilizada para consumo na China, em amostras de água após tratamento em 3 estações de tratamento de água (ETA's) na República Tcheca e após tratamento em uma ETA de alto desempenho na Suécia (TONG *et al.*, 2020).

O tratamento de água de abastecimento pelo ciclo completo, normalmente utilizado pelas ETAs no Brasil (IBGE, 2017), passa pelas etapas de coagulação, floculação e sedimentação. A etapa de coagulação tem como objetivo reduzir as forças que mantêm separadas as partículas no estado coloidal, através da adição de coagulantes na suspensão para que as partículas se agreguem e formem um precipitado que varra as partículas da suspensão ou absorva os constituintes dissolvidos. A floculação consiste em fornecer condições para facilitar o contato e agregação de partículas desestabilizadas em partículas maiores conhecidas como “flocos”. A sedimentação é uma operação unitária na qual, em decorrência da ação da gravidade, as partículas suspensas apresentam movimento descendente em meio fluido de menor massa específica, promovendo a clarificação do meio através da separação sólido-líquido (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Porém, poucos estudos no mundo foram realizados para avaliar a eficiência do processo de tratamento de água de abastecimento via ciclo completo para a remoção de microplásticos (SHEN *et al.*, 2020).

Zhou *et al.* (2021) avaliaram o desempenho de remoção em amostras contendo polietileno e poliestireno utilizando o método de tratamento de água de abastecimento em ciclo completo, com dosagens entre 30 mg/l à 180 mg/L dos coagulantes PAC e FeCl_3 e observaram que a eficiência de remoção variou de acordo com o tamanho da partícula. Skaf *et al.* (2020) avaliaram a eficiência de remoção de amostras contendo polietileno e poliéster através da redução de turbidez, utilizando tratamento em ciclo completo e o coagulante sulfato de alumínio, e os autores concluíram que o tratamento convencional é adequado para remoção de certos microplásticos, porém, o processo é sensível a alguns parâmetros e novos estudos são necessários.

OBJETIVO

O objetivo principal deste estudo foi a avaliação da remoção do microplástico PVC com base no sistema convencional (ciclo completo) de tratamento de água de abastecimento. Como objetivos específicos incluem-se determinar um método de mensurar a concentração do PVC (policloreto de vinila) em suspensão aquosa e a capacidade de remoção deste MP através das operações unitárias de coagulação, floculação e sedimentação, variando velocidade de sedimentação e a dosagem do coagulante primário PAC e secundário PAM.

METODOLOGIA UTILIZADA

ÁGUA DE ESTUDO

A água de estudo foi coletada diretamente da torneira do laboratório de Saneamento e Hidráulica do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) - UNESP do Parque Tecnológico de São José dos Campos. A coleta era feita diariamente para cada ensaio. A caracterização físico-química da água foi feita pela análise dos seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, turbidez, condutividade elétrica e temperatura. Para realização dos ensaios, a turbidez da água de estudo foi ajustada com PVC em pó, de acordo com a “curva de calibração concentração X turbidez”. O pH foi ajustado utilizando hidróxido de sódio (NaOH – 0,1M) para pH próximo a 7,5, devido a ser uma faixa de pH para o PAC com os melhores resultados de remoção, de acordo com o estudo de Kamiwada *et al.* (2020).

POLICLORETO DE VINILA – PVC

O Policloreto de Vinila (PVC) micronizado foi adquirido da empresa Niox Comercial Importadora Ltda, com a especificação química conforme Tabela 1. A granulometria do material é de 150 mesh que corresponde a partículas de tamanho inferior à 106 μm , tendo como aparência um pó fino branco (Figura 1). A escolha do material com essa granulometria foi baseado no estudo apresentado por Kirstein *et al.* (2021), onde aproximadamente 97% de todos os MPs detectados no sistema de distribuição de água potável tratada via ciclo completo foram menores que 150 μm .

Figura 1 - PVC micronizado utilizado na pesquisa



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Tabela 1 - Especificação química do PVC

Elemento	Especificação Técnica
K	72,4% mín.
Viscosidade 1,4 s ⁻¹	27,4% máx.
Viscosidade 36 s ⁻¹	18,4% máx.
Materiais Voláteis	0,35% máx.

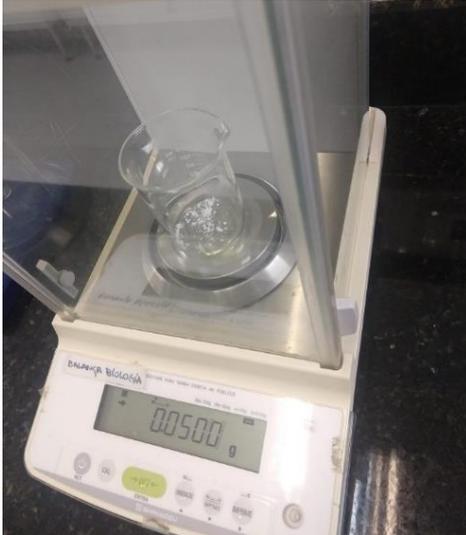
Fonte: Ficha Técnica Niox Comercial Importadora Ltda.

CURVA DE CALIBRAÇÃO TURBIDEZ X CONCENTRAÇÃO DE PVC

Foi preparado um litro de suspensão de PVC na concentração de 50,0 mg/L com água de torneira. Para isso a massa do PVC era pesada em balança analítica (Figura 2) e, para que pudesse ser feito a suspensão era adicionada uma gota (22,8 \pm 1,6 mg) de um surfactante (Extran aniônico) para melhora da molhabilidade do material. Em

seguida a turbidez era mensurada em triplicata com o uso do turbidímetro.

Figura 2 - Amostra de PVC pesado em balança analítica

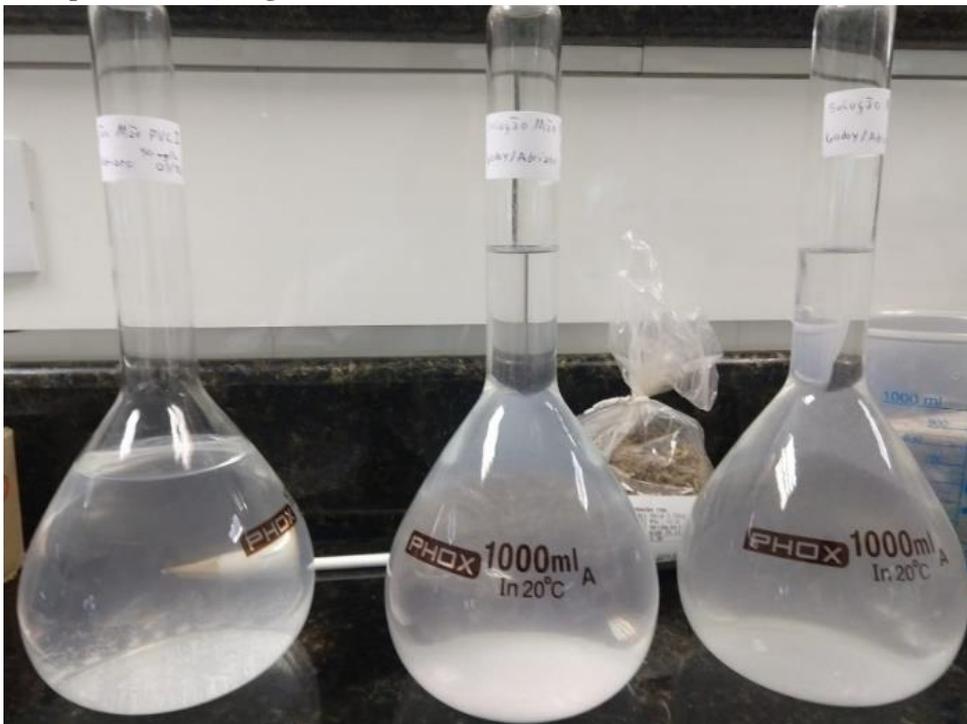


Fonte: elaborado pelos autores (2023).

A suspensão concentrada de 50,0 mg/L (Figura 3) foi diluída com água da torneira nas concentrações de 25,0; 12,5; 6,25; 3,12; 1,56 e 0,78 mg/L e a turbidez correspondente também foi medida. Foi realizada também a análise controle, medindo a turbidez da água da torneira sem adicionar o contaminante, equivalendo a uma suspensão de 0,0 mg/L.

Os ensaios foram feitos em duplicata. Com base nos valores foi construída uma curva de correlação entre concentração do PVC e turbidez da suspensão, utilizando-se a média e desvio padrão da duplicata.

Figura 3 - Suspensão de 50,0 mg/L de PVC



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

ENSAIO DE JAR TEST

A capacidade de remoção de MP das águas de estudo foi avaliada utilizando as etapas de coagulação, floculação e sedimentação, normalmente utilizadas no tratamento de água de abastecimento via ciclo completo (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Para isto, foram realizados ensaios com jar test da PoliControl, modelo FlocControl III. As condições de operação do jar test estão descritas na Tabela 2, e são as normalmente encontradas em uma Estação de tratamento de água (CRITTENDEN *et al.*, 2012). Para a velocidade de sedimentação, além da normalmente empregada nas ETAs (2 cm.min⁻¹), foram avaliadas também menores velocidade de sedimentação (0,47 e 0,23 cm.min⁻¹), devido características da suspensão (baixa densidade do PVC, comparada ao caulim que é usualmente utilizando em pesquisas sobre tratamento de água).

O coagulante primário sintético utilizado foi o cloreto de polialumínio de baixa basicidade (PAC) com densidade de 1,366 g.cm⁻³ a 25°C, 17,11% de Al₂O₃ e basicidade livre de 42,28% (r = 1,3). O coagulante secundário utilizado foi a poliácridamida aniônica (PAM) de alta cadeia molecular. Para serem alimentados nos ensaios de jar test, o PAC foi preparado em solução a 1,0% p/p e o PAM em solução a 0,1% p/p. As dosagens avaliadas foram de 10 a 50 mg/L de PAC e de 1 a 7 mg/L de PAM, até se encontrar as melhores dosagens em relação à remoção de MP de cada coagulante primário sozinho ou com auxílio do coagulante secundário (floculante). Essas dosagens de PAM foram utilizadas com base na literatura para remoção de microplástico (LI *et al.*, 2022; MA *et al.*, 2019a; MA *et al.*, 2019b). Na série de ensaios, um dos jarros do jar test foi deixado sem adição de coagulante, para ser a medida de controle. O pH na coagulação foi ajustado na faixa de 7,0 a 8,0, de acordo com a adição de NaOH 0,1M.

Tabela 2 - Condições dos ensaios de jar test

Gradiente de mistura rápida (G_{mr})	1000 s ⁻¹
Tempo de mistura rápida (T_{mr})	25 s
Gradiente de velocidade escalonado médio de floculação (G_f)	40-30-20 s ⁻¹
Tempo de floculação escalonada (T_f)	7-7-7 min
Velocidade de sedimentação (v_s)	2 cm.min ⁻¹
	(3,5 min sedimentação)
	0,47 cm.min ⁻¹
	(15,0 min sedimentação)
	0,23 cm.min ⁻¹
	(30,0 min sedimentação)

Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Após cada ensaio foram retiradas amostras dos jarros após sedimentação nas três velocidades de sedimentação conforme Tabela 2 e foram realizadas análises de pH e turbidez. A eficiência de remoção de PVC foi calculada em função da remoção de turbidez da água, baseado na curva de calibração da relação obtida entre concentração de partículas de MP e a turbidez correspondente (unT).

TÉCNICAS DE CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICAS

Os parâmetros descritos na Tabela 3 foram avaliados de acordo com as metodologias recomendadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017), e os equipamentos utilizados para a avaliação de cada um são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Metodologia e equipamento utilizado para cada parâmetro avaliado

Parâmetro	Metodologia ALPHA/ Equipamento
Valor de pH e temperatura	4500=H+ / pHmetro Tecnofon mPA 210
Turbidez	2130B / nefelômetro Policontrol AP2000
Condutividade elétrica	2510B / condutivímetro Tecnofon mCA150
Alcalinidade	2320B / pHmetro Tecnofon mPA 210

Fonte: elaborado pelos autores (2023).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CURVA DE CALIBRAÇÃO CONCENTRAÇÃO PVC X TURBIDEZ

A Figura 4 apresenta a curva de calibração da turbidez (unT) em função da concentração de PVC (mg/L). De acordo com a Figura 4 a turbidez apresentou uma boa correlação ($R^2 = 0,9994$) com a concentração de PVC. Com isso, foi determinado a equação da reta através da Equação 1, que correlaciona os dois parâmetros.

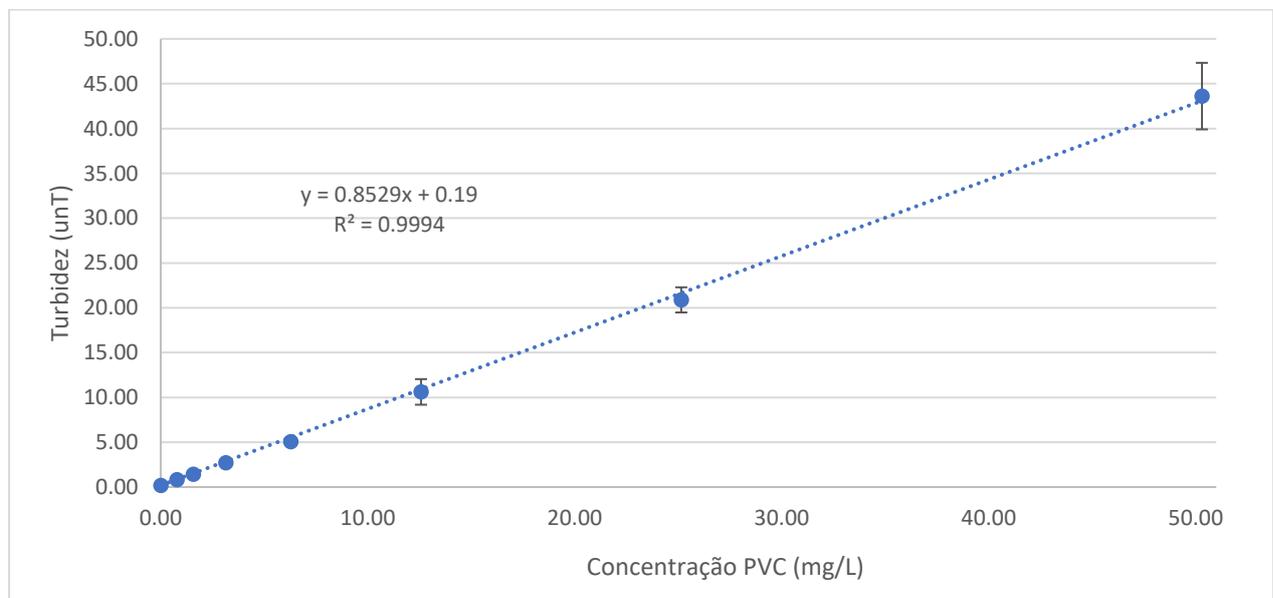
$$T = 0,8529 (C) + 0,19$$

Equação (1)

onde, T corresponde a turbidez em unT e C à concentração de PVC em mg/L.

Baseado na literatura foi decidido trabalhar na concentração de 30 mg/L de PVC nos ensaios de jar test, que corresponde a uma turbidez média de 25,8 unT, utilizando a Equação 1 (ZHOU *et al.*, 2021).

Figura 4 - Curva de calibração da turbidez (unT) em função da concentração de PVC em mg/L



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA BRUTA E DA ÁGUA SINTÉTICA

Os valores de caracterização físico-química da água da torneira e da água sintética (contaminada com PVC na concentração de 30 mg/L) utilizada nos ensaios são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 - Caracterização da água bruta e sintética utilizada nos ensaios

	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ /l)	Turbidez (unT)	Condutividade (μS/cm)	Temperatura (°C)
Bruta	6,40 ± 0,13	25,00 ± 0,00	0,18 ± 0,11	49,58 ± 0,50	24,6 ± 0,1
Sintética	7,19 ± 0,44	24,50 ± 0,71	22,05 ± 3,32	49,06 ± 0,57	

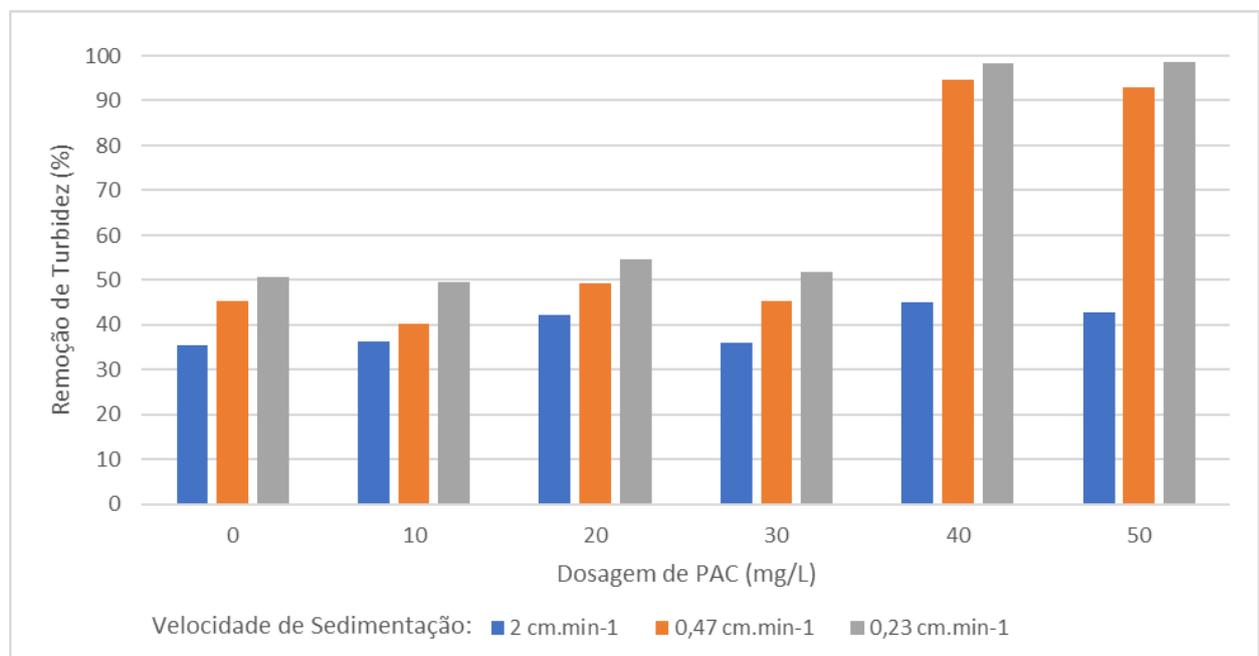
Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Conforme representado na Tabela 4, o valor do pH da água sintética foi um pouco superior ao da água bruta, devido à adição do PVC. No que diz respeito à turbidez, a água bruta apresentou um valor baixo, o que está relacionado com a origem da água (água de poço do Parque Tecnológico SJC). Já a água sintética apresentou alta turbidez, como resultado da adição do PVC que foi feita para atribuir turbidez à água de estudo próximo de 25 unT. A alcalinidade e a condutividade da água sintética não sofreram alteração significativa quando comparada com a água bruta.

REMOÇÃO DE TURBIDEZ EM FUNÇÃO DAS DOSAGENS DE COAGULANTES PRIMÁRIO E SECUNDÁRIO

Na Figura 5 são apresentados os resultados de remoção de turbidez após a adição do coagulante primário (PAC) nas dosagens estudadas e nas três velocidades de sedimentação. O pH de coagulação foi de 7,2 a 7,6 com ajuste de NaOH 0,1M.

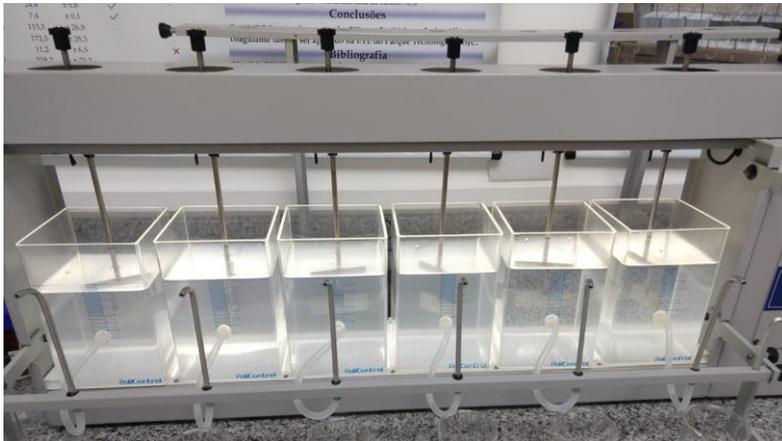
Figura 5 - Remoção de Turbidez em função da dosagem de PAC



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

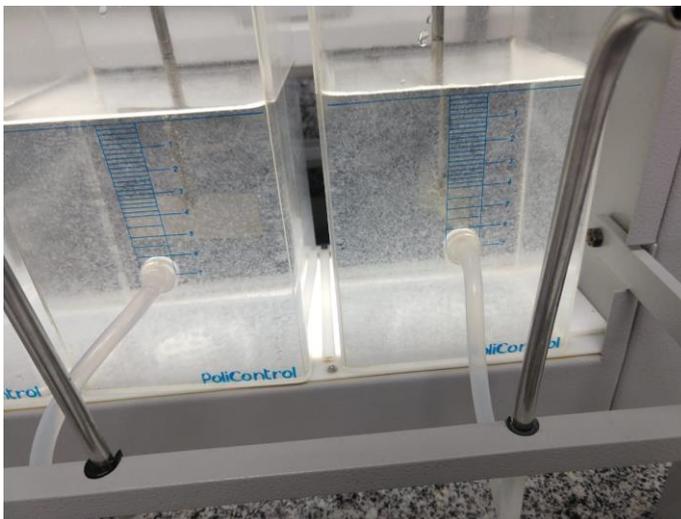
Durante o ensaio de jar test foi verificada a formação de flocos apenas nos jarros 5 e 6, ou seja, nas dosagens de 40 e 50 mg/L, conforme Figuras 6 e 7.

Figura 6 - Ensaio em jar test com dosagens de PAC



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Figura 7 - Jarros 5 e 6, ou seja, nas dosagens de 40 e 50 mg/L



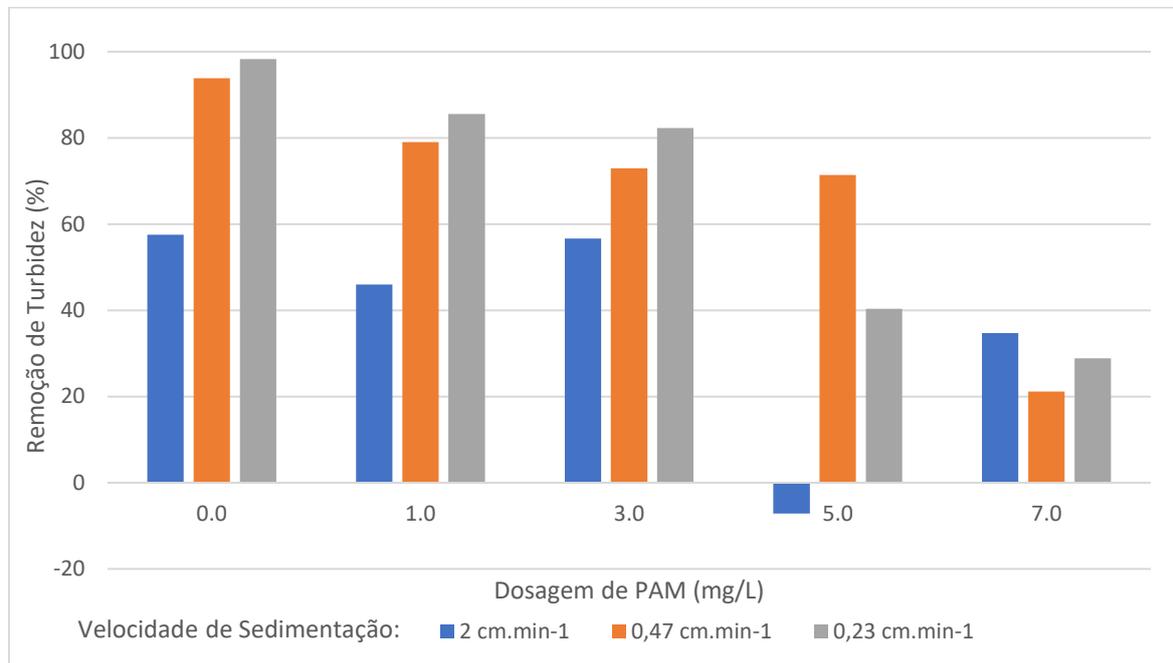
Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Apesar da formação de flocos nas dosagens de 40 e 50 mg/L de PAC, esses flocos apresentavam baixa velocidade de sedimentação, pois com velocidade de sedimentação de $2 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ a remoção de turbidez aumentou de 36% no controle (0 mg/L) para 45% e 43%, respectivamente nas dosagens de 40 e 50 mg/L. Isso pode estar associado com a baixa densidade do PVC (comparada ao caulim), que é de $1,40 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ (NUNES *et al.*, 2002). Por outro lado, com velocidade de sedimentação de $0,47 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, o controle aumentou a remoção de turbidez para 45%, e nas dosagens de 40 e 50 mg/L, para 95% e 93%, respectivamente. Para a velocidade de sedimentação de $0,23 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ não houve um incremento de remoção de turbidez significativo, que aumentou para 51% no controle e 98% e 99% nas dosagens de 40 e 50 mg/L, respectivamente.

Nas dosagens de 10 a 30 mg/L de PAC as remoções de turbidez ficaram muito próximas da dosagem controle em todas as velocidades de sedimentação, pois não houve formação de flocos visíveis.

Com intuito de aumentar a densidade dos flocos e consequentemente aumentar a remoção de turbidez, foi escolhido a dosagem de 40 mg/L de PAC, devido a apresentar melhor resultado de remoção de turbidez e ser a menor dosagem de PAC, e foi feito um novo ensaio de jar test adicionando, além de 40 mg/L de PAC, o coagulante secundário PAM aniônico de 1 a 7 mg/L, conforme Figura 8. O pH de coagulação foi de 7,4 a 7,5.

Figura 8 - Remoção de turbidez em função da dosagem de PAM para a dosagem de 40 mg/L de PAC fixa em cada jarro do jar test



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

De forma geral observa-se pela Figura 8 que a adição de PAM, nas condições estudadas, não apresentou melhora na remoção de turbidez. Foi verificada a formação de flocos nos jarros 2, 3 e 4, ou seja, nas dosagens de 0, 1 e 3 mg/L de PAM (e 40 mg/L de PAC), conforme Figura 9.

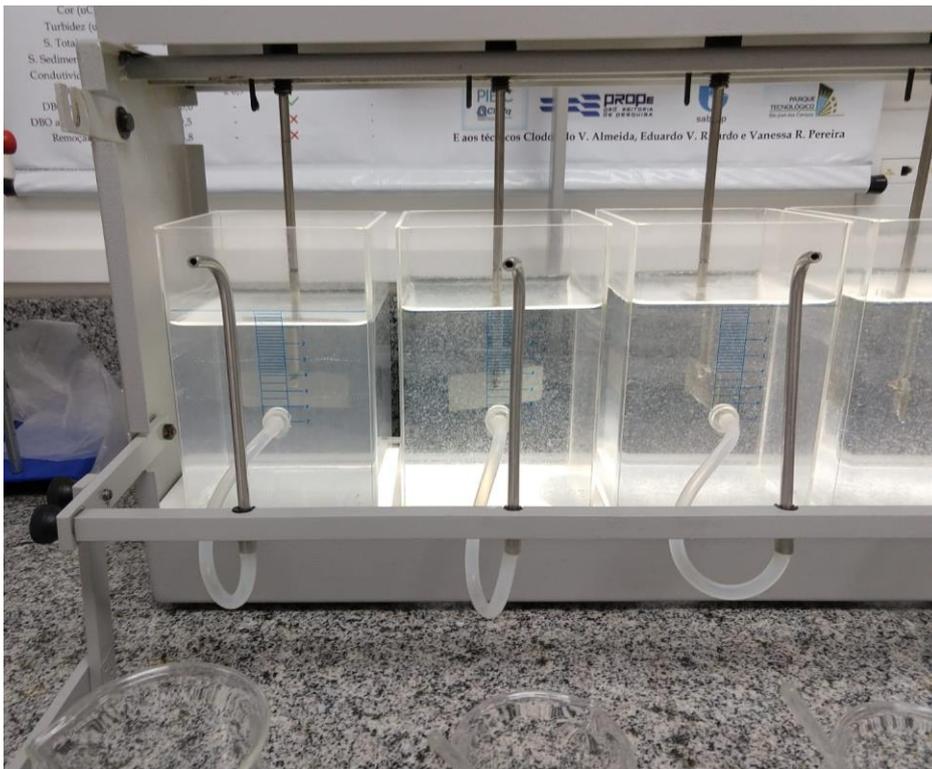
Figura 9 - Ensaio em jar test: Jarro 1 sem adição de PAC ou de PAM; Jarros 2 a 6 com dosagens 40 mg/L de PAC e de 0, 1, 3, 5 e 7 mg/L de PAM, respectivamente



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Foi possível observar a formação de flocos maiores (Figura 10) para as concentrações de 1 e 3 mg/L de PAM comparados com a ausência do flocculante, porém, a velocidade de sedimentação não demonstrou na prática a melhora, visto que com velocidade de sedimentação de $2 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ o melhor resultado de remoção foi obtido com 0 mg/L de PAM, com a remoção de 58% (Figura 8). Para as concentrações de 1 e 3 mg/L, que formaram flocos grandes, a remoção de turbidez foi de 46% e 57%, respectivamente. Para a concentração de 5 mg/L de PAM houve um aumento de turbidez (7%) e, para a concentração de 7 mg/L de PAM houve uma redução de turbidez (35%) com velocidade de sedimentação de $2 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Em especial, foi possível observar qualitativamente para a concentração de 5 mg/L (no qual ocorreu um aumento da turbidez) uma concentração de partículas em suspensão com velocidade de sedimentação de $2 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ maior que o controle. Esse efeito pode estar relacionado com o excesso de dosagem de polímero aniônico que reverteu a carga da superfície da partícula de PVC para as dosagens de 5 e 7 mg/L de PAM.

Figura 10 - Jarros 1, 2 e 3, nas dosagens Controle, 0 e 1 mg/L de PAM



Fonte: elaborado pelos autores (2023).

Com velocidade de sedimentação de $0,47 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$, o jarro sem a adição de PAM aumentou a remoção de turbidez para 94%, resultado próximo ao obtido no primeiro experimento (95% - Figura 5), enquanto, para as concentrações de 1 e 3 mg/L de PAM a remoção obtida foi de 79% e 73%, respectivamente. Para a velocidade de sedimentação de $0,23 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ foi observado um resultado parecido com o primeiro experimento (98% - Figura 5), tendo um aumento de remoção de 98%, 86% e 82% para 0, 1 e 3 mg/L, respectivamente. Para as concentrações de 5 e 7 mg/L de PAM a remoção de PVC foi muito baixa, ficando inferior aos resultados obtidos pelo controle.

A remoção de concentração de PVC de 95% encontrada utilizando 40 mg/L de PAC e a velocidade de sedimentação de $0,47 \text{ cm}\cdot\text{min}^{-1}$ (15,0 min sedimentação) é um resultado bastante positivo, demonstrando que o método é eficiente para remover o PVC da água nessas condições. LI *et al.* (2022) testaram a remoção do microplástico PE (polietileno) utilizando 40 mg/L do coagulante hidróxido de magnésio e 5 mg/L de PAM, a remoção obtida foi de 85% do PE. Zhou *et al.* (2021) estudou a remoção de PE e PS (poliestireno) utilizando os coagulantes PAC e cloreto férrico em diferentes dosagens para determinar a melhor condição, eles verificaram que utilizando 90 mg/L de PAC é obtido o melhor resultado, com a remoção de 29,70% de PE e 77,83% de PS.

CONCLUSÕES

A correlação entre concentração de PVC (mg/L) e turbidez (unT) na suspensão mostrou-se efetiva para monitoramento de remoção desse microplástico na água, com um coeficiente de correlação linear de 0,9994. Sendo assim, estudos posteriores para remoção do microplástico PVC com tamanho de partícula de até 106 μm e com as mesmas condições da água de estudo podem ser avaliados através da análise de turbidez, sendo uma técnica de análise simples, rápida e de baixo custo para monitoramento.

O coagulante cloreto de polialumínio (PAC), nas dosagens de 40 e 50 mg/L, mostrou-se eficiente nas etapas de coagulação, floculação e sedimentação da suspensão com 30 mg/L de PVC. Foi obtida uma remoção de concentração de PVC de até 95% e turbidez final inferior 1,5 unT, mas com velocidade de sedimentação de 0,47 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ (15,0 min sedimentação), demonstrando que os flocos formados não apresentaram densidade e tamanho adequados para uma sedimentação de 2 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ (3,5 min sedimentação), normalmente utilizados em uma ETA. A adição do floculante Poli(acrilamida aniônica) (PAM), nas dosagens de 1 a 7 mg/L, não se mostrou eficiente para a remoção de PVC, apesar de visualmente apresentar flocos maiores, nas dosagens de 1 e 3 mg/L, quando comparados com as condições sem o floculante, e pode estar associado densidade do floco formado.

Este estudo demonstrou que a remoção do microplástico PVC pelas técnicas convencionais de tratamento de água (coagulação-floculação-sedimentação) é possível, mas que demandam um maior tempo de sedimentação (e, conseqüentemente uma maior área de sedimentação) para se atingir níveis adequados de remoção. Portanto, recomenda-se estudos adicionais para melhora na capacidade de remoção deste poluente emergente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo auxílio financeiro (Proc.: 2022/16772-1).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23. ed. 2017.
2. CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. MWH's Water Treatment: Principles and Design: Third Edition. MWH's Water Treatment: Principles and Design: Third Edition, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781118131473>.
3. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2017. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/30/84366>. Acesso em: 09 mai 2022.
4. KAMIWADA, W. Y., ANDRADE, P. V., & DOS REIS, A. G. Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação. Engenharia Sanitaria e Ambiental, 25(5), 667–676, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180005>
5. KIRSTEIN, I. V.; HENSEL, F.; GOMIERO, A.; IORDACHESCU, L.; VIANELLO, A.; WITGREN, H. B.; VOLLERTSEN, J. Drinking plastics? – Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by μFTIR and Py-GCMS. Water Research, v. 188, p. 116519, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2020.116519>
6. KOELMANS, A. A.; MOHAMED NOR, N. H.; HERMSEN, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S. M.; DE FRANCE, J. Microplastics in freshwaters and drinking water: Critical review and assessment of data quality. Water Research, v. 155, p. 410–422, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2019.02.054>
7. LI, B., ZHAO, J., GE, W., LI, W., & YUAN, H. Coagulation-flocculation performance and floc properties for microplastics removal by magnesium hydroxide and PAM. Journal of Environmental Chemical Engineering, 10(2), 107263, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2022.107263>
8. MA, B.; XUE, W.; DING, Y.; HU, C.; LIU, H.; QU, J. Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. Journal of Environmental Sciences (China), v. 78, p. 267–275, 2019a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.JES.2018.10.006>

9. MA, B.; XUE, W.; HU, C.; LIU, H.; QU, J.; LI, L. Characteristics of microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, v. 359, p. 159–167, 2019b. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.11.155>
10. NUNES, L. R.; RODOLFO JR., A.; NUNES, W. O.; HAGE JR., E.; GIBERTONI, E.; AGNELLI, J. A. M.; PESSAN, L. A. Tecnologia do PVC. Braskem, 2002. Disponível em: http://static.sapucaia.ifsul.edu.br/professores/rferreira/10E%20-%20Processamento%20de%20Pol%C3%ADmeros%20II%20-%202020-1/Tecnologia_do_PVC.pdf
11. SHARMA, M. D.; ELANJICKAL, A. I.; MANKAR, J. S.; KRUPADAM, R. J. Assessment of cancer risk of microplastics enriched with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Journal of Hazardous Materials*, v. 398, p. 122994, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2020.122994>
12. SHEN, M.; SONG, B.; ZHU, Y.; ZENG, G.; ZHANG, Y.; YANG, Y.; WEN, X.; CHEN, M.; YI, H. Removal of microplastics via drinking water treatment: Current knowledge and future directions. *Chemosphere*, v. 251, p. 126612, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.126612>
13. SKAF, D. W.; PUNZI, V. L.; ROLLE, J. T.; KLEINBERG, K. A. Removal of micron-sized microplastic particles from simulated drinking water via alum coagulation. *Chemical Engineering Journal*, v. 386, p. 123807, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.123807>
14. TONG, H.; JIANG, Q.; HU, X.; ZHONG, X. Occurrence and identification of microplastics in tap water from China. *Chemosphere*, v. 252, p. 126493, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.126493>
15. TONG, H.; ZHONG, X.; DUAN, Z.; YI, X.; CHENG, F.; XU, W.; YANG, X. Micro- and nanoplastics released from biodegradable and conventional plastics during degradation: Formation, aging factors, and toxicity. *Science of The Total Environment*, v. 833, p. 155275, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155275>
16. ZHOU, G.; WANG, Q.; LI, J.; LI, Q.; XU, H.; YE, Q.; WANG, Y.; SHU, S.; ZHANG, J. Removal of polystyrene and polyethylene microplastics using PAC and FeCl₃ coagulation: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, v. 752, p. 141837, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141837>