

# XỬ LÝ NƯỚC THẢI SẢN XUẤT HÓA CHẤT BẢO VỆ THỰC VẬT BẰNG CÔNG NGHỆ PLASMA LẠNH KẾT HỢP KEO TỤ TẠO BÔNG VÀ TRAO ĐỔI ION

## TREATMENT OF PESTICIDE-CONTAINING WASTEWATER COLD PLASMA TECHNOLOGY COMBINED WITH COAGULATION – FLOCCULATION AND ION EXCHANGE

Mai Phước Vinh, Phạm Văn Toàn\*, Nguyễn Văn Dũng

Trường Đại học Cần Thơ; mpvinh@ctu.edu.vn, pvtoan@ctu.edu.vn, nvdung@ctu.edu.vn

**Tóm tắt** - Nước thải sản xuất hóa chất bảo vệ thực vật (BVTV) được biết là loại nước thải khó xử lý bởi các công nghệ truyền thống. Trong nghiên cứu này, nước thải sản xuất hóa chất BVTV được xử lý bằng công nghệ plasma lạnh sau khi được loại bỏ bột chất rắn lơ lửng. Thí nghiệm được thực hiện trên mô hình bể keo tụ - tạo bông, sử dụng chất keo tụ PAC, nâng pH tạo môi trường bazơ và lắng ổn định trong 30 phút. Nước thải sau đó được chuyển qua công đoạn xử lý bằng plasma lạnh với điện áp 18 kV, tần số 31 kHz, lưu lượng nước qua buồng plasma là 1,5 lít/phút. Để loại bỏ ion tạo ra do tác dụng phụ của plasma, nước thải tiếp tục được cho qua cột trao đổi ion với lưu lượng 1 lít/phút. Kết quả thí nghiệm cho thấy sự kết hợp này cho hiệu quả cao trong việc xử lý nước thải này. Nước thải sau khi xử lý đạt quy chuẩn QCVN 40:2011/BTNMT. Tuy nhiên, hiệu quả xử lý nước thải ở công đoạn plasma lạnh thấp, cần có những nghiên cứu tiếp theo.

**Từ khóa** - Nước thải sản xuất hóa chất bảo vệ thực vật; keo tụ - tạo bông; plasma lạnh; trao đổi ion.

### 1. Đặt vấn đề

Nước thải sản xuất hóa chất bảo vệ thực vật (BVTV) là hỗn hợp của nhiều thành phần, hoạt chất khác nhau, được xếp vào danh mục những loại chất thải nguy hại hàng đầu. Nước thải này có nguồn gốc từ quá trình rửa chai lọ, quá trình phối trộn, điều chế hóa chất BVTV, chứa nhiều chất hữu cơ khó phân hủy và độc tính cao. Loại nước thải này thường có hàm lượng COD cao, tỷ lệ BOD/COD vào khoảng 0,3 nên không thích hợp cho quá trình xử lý sinh học [1]. Nếu không được xử lý phù hợp nó sẽ ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe của công nhân viên nhà máy, cộng đồng xung quanh và môi trường sinh thái.

Plasma lạnh là một trong những công nghệ được các nhà khoa học quan tâm trong những năm gần đây bởi tính ưu việt trong công nghệ. Công nghệ plasma lạnh có hiệu quả cao khi xử lý các vi sinh vật (Coliforms và *E. coli*) trong nước thải [2], có hiệu quả trong việc phân hủy các hợp chất hữu cơ cao phân tử thành những chất đơn giản ở điện áp cao. Plasma lạnh còn được tìm thấy là có khả năng phân hủy dư lượng của thuốc kháng sinh sulfadiazine ở hàm lượng 10 mg/l [3]. Hiệu quả phân rã quinalphos ở nồng độ 10 ppm của plasma lạnh đạt trên 98% ở công suất 120 W, với lưu lượng dung dịch 1,5 lít/phút, lưu lượng khí 7,5 lít/phút trong thời gian xử lý 90 phút [4]. Công nghệ này có thời gian xử lý ngắn, không sử dụng hóa chất và thân thiện với môi trường. Tuy nhiên, nếu chỉ sử dụng duy nhất công nghệ plasma lạnh để xử lý nước thải thì hiệu suất xử lý chưa cao do ảnh hưởng của độ đục, chất rắn lơ lửng và sinh ra tác dụng phụ khác như làm giảm pH, tăng hàm lượng nitrat của nước sau xử lý [5].

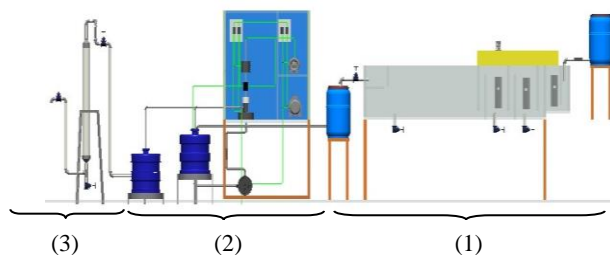
**Abstract** - Wastewater containing pesticides is known to be difficult to treat by conventional methods. In this study, pesticide-containing wastewater is treated with cold plasma technology after the suspended particle components being removed. Experiments are implemented in coagulation-flocculation reactor with poly aluminum chloride (PAC) coagulants, then enhanced pH to make basicity condition, and settled for 30 min in the settlement tank in lab condition. Wastewater is then transferred to cold plasma chamber with voltages of 18 kV, at a frequency of 31 kHz, with the flow rate of 1.5 l/min. In order to remove ions created from cold plasma, wastewater from the cold plasma stage is passed through a column consisting of ion exchange material at the flow rate of 1 l/min. The results of study have revealed that a treatment system with combination of these stages show high efficiency in the treatment of wastewater containing pesticides. Waste water after treatment meets QCVN 40:2011/BTNMT standard. However, it is necessary to implement further studies to improve the treatment efficiency at cold plasma in wastewater treatment.

**Key words** - Wastewater containing Pesticides; coagulation-flocculation; cold plasma; ion exchange.

Phương pháp keo tụ - tạo bông có hiệu quả cao trong việc loại bỏ chất rắn lơ lửng, hỗ trợ cho các công đoạn tiếp sau như lắng hay lọc hoạt động hiệu quả. Một vài nghiên cứu đã ứng dụng thành công phương pháp keo tụ - tạo bông để loại bỏ dễ dàng chất rắn lơ lửng, giảm nồng độ các kim loại nặng [6]. Trao đổi ion cũng là một trong những giải pháp được áp dụng trong việc loại bỏ một số chất hòa tan hay các kim loại trong nước [7]. Cho nên, việc nghiên cứu kết hợp công nghệ plasma lạnh với phương pháp khác trong một hệ thống để xử lý nước thải sản xuất hóa chất BVTV là rất cần thiết.

### 2. Bố trí thí nghiệm và trình tự thí nghiệm

#### 2.1. Mô hình thí nghiệm hệ thống xử lý nước thải sản xuất hóa chất BVTV



**Hình 1.** Sơ đồ hệ thống xử lý nước thải trong thí nghiệm:  
(1) công đoạn keo tụ - lắng; (2) công đoạn plasma lạnh;  
(3) Cột trao đổi ion

Mô hình hệ thống xử lý nước thải sản xuất hóa chất BVTV được bố trí gồm ba công đoạn: Keo tụ - tạo bông (1); Plasma lạnh (2); Nước thải sau khi được xử lý ở công đoạn plasma lạnh được cho qua cột trao đổi ion (3) (chứa

hạt nhựa trao đổi anionit GS 3000) (Hình 1). Thí nghiệm được lặp lại ba lần.

Nước thải dùng để thí nghiệm được lấy tại bể thu gom nước thải sau dây chuyền sản xuất hóa chất BVTV của Công ty Cổ phần Thuốc sát trùng Cần Thơ. Nước thải đầu vào mô hình được sục khí để nâng nồng độ oxy hòa tan (đạt từ 3,0-3,5 mg/l) nhằm mục đích tăng hiệu quả loại bỏ các chất nhũ có trong nước thải hóa chất BVTV. Sau sục khí, nước thải được phối trộn với polymer anion với liều lượng 4 mg/l rồi được cho vào bể keo tụ. Tại bể này, phen PAC (31%) được châm vào với liều lượng 2500 mg/l. Nước sau keo tụ được nâng lên pH 10 và giữ ổn định trong 30 phút để quá trình lắng diễn ra tốt, đồng thời tăng khả năng phân huỷ của các hợp chất hữu cơ bền [8]. Nước sau lắng được bơm liên tục qua buồng plasma lạnh với lưu lượng 1,5 l/phút. Điện áp của nguồn tạo plasma ở 18 kV. Sau khi được xử lý ở công đoạn plasma lạnh, nước thải được chuyển qua cột trao đổi ion với lưu lượng 1 l/phút, để tiếp tục xử lý các thành phần ô nhiễm đạt quy chuẩn QCVN 40:2011/BTNMT trước khi thải ra ngoài môi trường.

## 2.2. Phương pháp phân tích mẫu và xử lý số liệu

Nước thải được xác định các chỉ tiêu chất lượng ở đầu vào và đầu ra từng công đoạn xử lý của mô hình. Các chỉ tiêu chất lượng nước được phân tích bằng những phương pháp được trình bày ở Bảng 1. Các quy trình phân tích tuân theo TCVN và “Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995)”.

**Bảng 1.** Phương pháp phân tích các chỉ tiêu chất lượng nước

Chỉ tiêu	Đơn vị	Phương pháp
pH	-	TCVN 6492:2011
Oxy hoà tan (DO)	mg/l	TCVN 7325:2004
Độ dẫn điện (EC)	$\mu\text{S}/\text{cm}$	TCVN 7324: 2004
Độ đục	NTU	TCVN 6184 - 1996
Chất rắn lơ lửng (SS)	mg/l	TCVN 6625:2000
Nhu cầu oxy hoá học (COD)	mg/l	TCVN 6491:1999
Nitrite ( $\text{NO}_2^-$ )	mg/l	TCVN 6178 - 1996
Nitrate ( $\text{NO}_3^-$ )	mg/l	TCVN 6180 - 1996
Tổng nitơ Kjeldahl (TKN)	mg/l	TCVN 6638-2000
Tổng phospho	mg/l	SMEWW:4500-P
Tổng coliforms	MPN/100ml	TCVN 8775:2011

Kết quả phân tích của các chỉ tiêu chất lượng nước được xử lý thống kê mô tả bằng phần mềm Microsoft Excel 2013. Dựa vào kết quả xử lý thống kê để đánh giá hiệu quả xử lý của các công đoạn trong mô hình hệ thống xử lý nước thải.

## 3. Kết quả và thảo luận

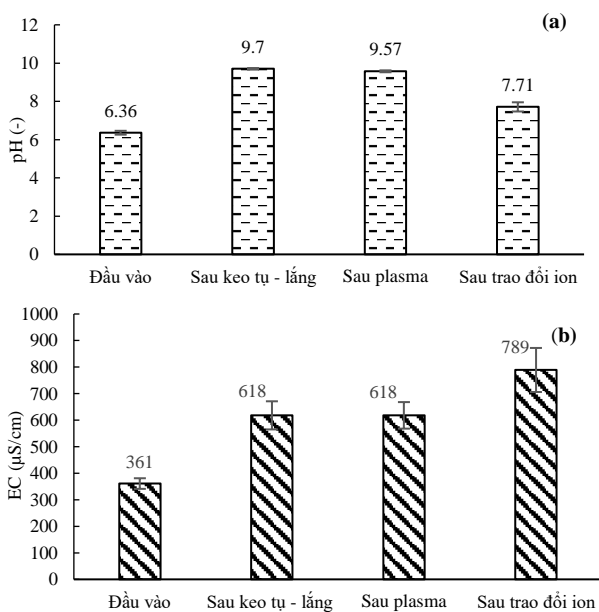
### 3.1. Thành phần và tính chất nước thải

Kết quả phân tích của nhóm nghiên cứu cho thấy, nước thải sản xuất hóa chất BVTV của Công ty được đặc trưng với tính acid nhẹ (pH = 6,36), nồng độ oxy hòa tan rất thấp (0,67 mg/l). Độ đục của nước thải dao động từ 54,8 đến 81,7 NTU. Hàm lượng chất rắn lơ lửng không cao, dao động trong khoảng 20 mg/l. Nước thải có mùi đặc trưng của hóa chất BVTV. Nhu cầu oxy hóa học (COD) dao động từ 400 đến 600 mg/l. Hợp chất nitơ chiếm ưu thế với nồng độ tổng nitơ Kjeldahl khá cao (36,7 mg/l); nồng độ tổng phospho trong nước rất thấp.

## 3.2. Kết quả thí nghiệm

### 3.2.1. Sự thay đổi của pH và độ dẫn điện

Giá trị pH của nước thải có sự thay đổi lớn qua từng công đoạn xử lý. Nước thải đầu vào có tính acid nhẹ (pH = 6,36). Sau khi keo tụ, pH được nâng lên 10 bằng NaOH và lắng 30 phút, pH của nước thải giảm không đáng kể (pH = 9,70). Công đoạn xử lý nước thải bằng plasma lạnh chỉ làm pH giảm nhẹ từ 9,70 xuống còn 9,57. Điều này là do tác động của plasma, khí  $\text{N}_2$  có trong không khí được cấp vào mô hình bị oxy hóa thành  $\text{NO}_x$ , tiếp theo là  $\text{HNO}_2$  và  $\text{HNO}_3$  [2, 9, 10] làm cho pH của nước sau xử lý giảm nhưng không đáng kể do thời gian xử lý bằng plasma lạnh ngắn.



**Hình 2.** Sự thay đổi của pH (a) và EC (b)

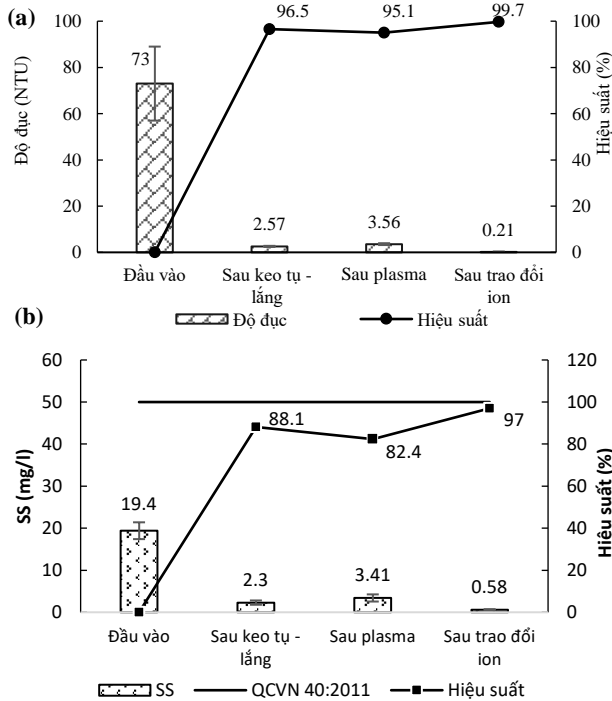
Sau khi qua cột trao đổi ion, giá trị pH của nước giảm mạnh từ 9,57 xuống 7,71, nằm trong khoảng cho phép của QCVN 40:2011/BTNMT (cột A) (Hình 2a). Nguyên nhân của hiện tượng này là do các ion  $\text{OH}^-$  trong nước trao đổi với ion  $\text{Cl}^-$  trong hạt nhựa làm cho giá trị pH giảm mạnh [11].

Độ dẫn điện của nước tăng qua các công đoạn xử lý. Sau công đoạn keo tụ - lắng, EC tăng từ 361 lên 618  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Hình 2b). Sự tăng giá trị của EC một phần do ảnh hưởng bởi các ion hòa tan trong quá trình keo tụ, phần khác do lượng ion  $\text{Na}^+$  và  $\text{OH}^-$  tạo ra từ việc sử dụng NaOH để nâng pH. Sau công đoạn plasma lạnh hầu như không có sự thay đổi giá trị EC của nước. Một vài nghiên cứu trước đây trên nước thải có thành phần ô nhiễm và độc tính cao cũng cho kết quả tương tự là giá trị EC sau plasma thay đổi không đáng kể [12]. Tuy nhiên, sau khi qua cột trao đổi ion giá trị EC của nước tăng từ 618  $\mu\text{S}/\text{cm}$  lên 789  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Có thể do sự giải phóng ion  $\text{Cl}^-$  từ hạt trao đổi ion cao hơn so với sự trao đổi các ion âm trong nước là nguyên nhân làm giá trị EC trong nước tăng.

### 3.2.2. Hiệu quả xử lý độ đục và SS

Kết quả thí nghiệm thể hiện ở Hình 3a cho thấy độ đục của nước giảm mạnh sau khi được xử lý bởi hệ thống, đạt hiệu suất 99,7%. Nước thải đầu vào hệ thống có độ đục  $73 \pm 16$  NTU. Sau xử lý bằng keo tụ - lắng, độ đục giảm mạnh còn  $2,57 \pm 0,25$  NTU, đạt hiệu suất xử lý 96,5%.

Tuy nhiên, độ đục của nước tăng nhẹ lên  $3,56 \pm 0,4$  NTU sau công đoạn xử lý bằng plasma lạnh và giảm xuống còn  $0,21 \pm 0,16$  NTU sau khi qua cột trao đổi ion.



**Hình 3.** Biến động giá trị của (a) độ đục và (b) SS

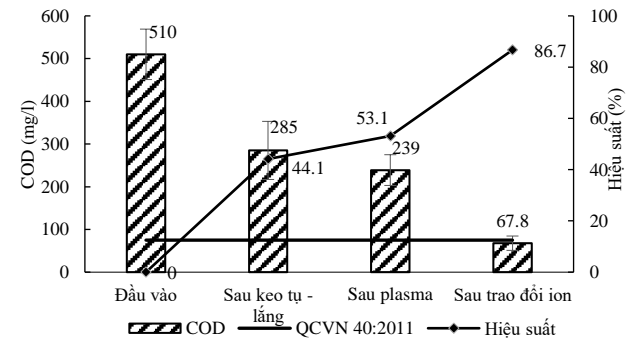
Nồng độ chất rắn lơ lửng của nước thải qua các công đoạn xử lý cũng giảm mạnh (Hình 3b) tương tự như độ đục. Cụ thể, SS giảm từ  $19,4 \pm 2$  mg/l xuống  $2,30 \pm 0,51$  mg/l sau keo tụ - lắng, đạt hiệu suất xử lý 88,1%. Sau khi qua công đoạn plasma, SS tăng nhẹ từ  $2,30 \pm 0,51$  mg/l lên  $3,41 \pm 0,85$  mg/l, rồi giảm xuống  $0,58 \pm 0,16$  mg/l sau trao đổi ion. Hiệu suất xử lý SS của cả hệ thống đạt 97%. Nồng độ SS của nước sau khi qua hệ thống thấp hơn giá trị cho phép cột A QCVN 40:2011/BTNMT.

Các ion  $Al^{3+}$  và hạt polymer  $Al_{13}$  được tạo ra khi PAC bị thủy phân có khả năng trung hòa điện tích các hạt keo, gây keo tụ mạnh, đồng thời hình thành kết tủa  $Al(OH)_3$  hấp phụ các hạt keo và kéo theo chất rắn lơ lửng trong nước thải lắng xuống [13, 14]. Quá trình nâng pH đến 10 và lắng tĩnh trong 30 phút tạo điều kiện để các bông cặn và các chất hữu cơ chưa lắng kịp ở bề keo tụ tiếp tục lắng. Nồng độ SS và độ đục của nước tăng nhẹ sau công đoạn plasma lạnh do thời gian xử lý khá ngắn và có thể do sự gia tăng hàm lượng của các ion qua quá trình điện hóa từ hiện tượng phóng điện. Sau khi qua cột trao đổi ion, độ đục và SS của nước giảm do các chất rắn lơ lửng có kích thước lớn hơn lỗ rỗng của hạt trao đổi ion nên chúng bị giữ lại, và do quá trình trao đổi ion nên các ion âm và các hạt keo tích điện âm cũng được giữ lại trên bề mặt các hạt trao đổi ion [15].

### 3.2.3. Hiệu suất xử lý COD

Nước thải đầu vào có nồng độ COD là  $510 \pm 59$  mg/l. Qua công đoạn keo tụ - lắng, COD giảm xuống  $285 \pm 68$  mg/l, đạt hiệu suất xử lý 44,1%. Sự suy giảm của COD là do các chất hữu cơ có trong nước thải ở dạng SS và các hạt keo [14], nên khi SS giảm thì giá trị COD giảm theo. Giá trị COD của nước thải tiếp tục giảm từ  $285 \pm 68$  mg/l

xuống  $239 \pm 36$  mg/l sau công đoạn plasma lạnh (Hình 4). Do chất hữu cơ hòa tan bị các tác nhân như:  $O_3$ ,  $H_2O_2$ ,  $\cdot OH$ ,  $O^*$ ,  $H^*$ ,  $O_2^*$ ,  $OH_2^*$ , các sóng xung kích, và tia UV [16] sinh ra khi plasma hoạt động oxy hóa và chuyển về dạng phân tử thấp nên làm nồng độ COD giảm [14]. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý COD ở công đoạn này không cao, có thể do thời gian tác động của plasma quá ngắn dẫn đến nồng độ của các tác nhân oxy hóa sinh ra thấp và không đủ để oxy hóa hoàn toàn các chất hữu cơ. Kết quả đo đặc gián tiếp hàm lượng ozone hòa tan trong nước ở công đoạn plasma lạnh hoạt động chỉ có 0,06 mg/l.



**Hình 4.** Sự biến động giá trị COD

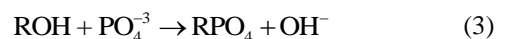
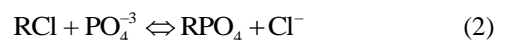
Sau cột trao đổi ion nồng độ COD của nước thải giảm rất mạnh từ  $239 \pm 36$  mg/l xuống  $67,8 \pm 16,8$  mg/l, đạt hiệu suất 86,7% so với đầu vào, đạt tiêu chuẩn xả thải - QCVN 40 : 2011/BTNMT (cột A). Nồng độ COD giảm mạnh là do các hạt trao đổi anion có khả năng loại bỏ các chất hữu cơ tự nhiên (NOM) [11], TOC và DOC [7] bằng quá trình trao đổi ion và hấp phụ. Các chất hữu cơ hòa tan bám trên các hạt keo và chất rắn lơ lửng có kích thước lớn hơn lỗ rỗng của hạt trao đổi anion bị giữ lại.

### 3.2.4. Hiệu quả xử lý tổng phospho (TP) và tổng ni-tơ Kjeldahl (TKN)

Sau công đoạn keo tụ - lắng, tổng phospho (TP) của nước thải chỉ giảm 16,8%, từ  $3,22 \pm 0,6$  mg/l xuống  $2,68 \pm 0,48$  mg/l (Hình 5a). Phèn PAC được cho vào nước phản ứng với các dạng ortho-phosphat và poly-phosphat trong nước thải tạo thành kết tủa  $AlPO_4$  theo phản ứng (1) và lắng xuống, làm giảm nồng độ TP của nước.

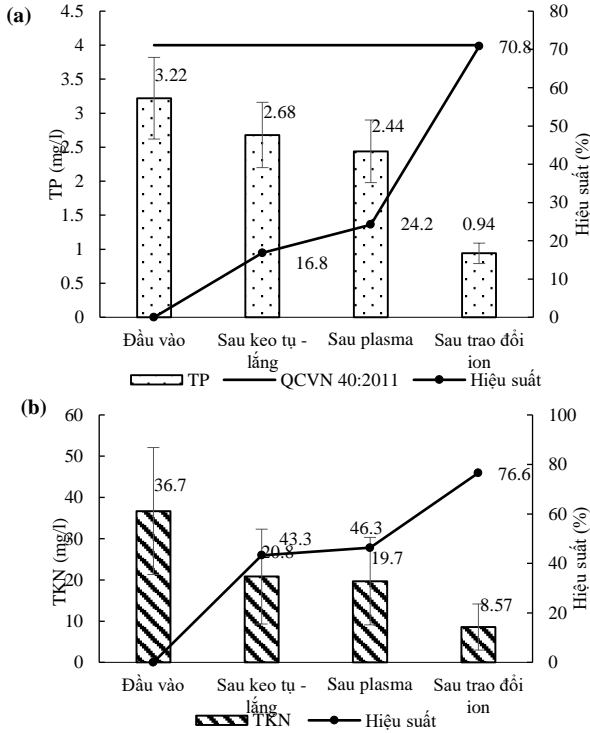


Sau cột trao đổi ion, nồng độ TP giảm còn  $0,94 \pm 0,15$  mg/l, hiệu suất xử lý đạt 70,8% so với đầu vào. Do xảy ra quá trình trao đổi giữa ion  $PO_4^{3-}$  trong nước thải với các ion  $Cl^-$  và  $OH^-$  trong hạt nhựa theo phản ứng (2) và (3). Ngoài ra, các ortho-phosphat và poly-phosphat bám trên các hạt keo và chất rắn lơ lửng có kích thước lớn hơn lỗ rỗng của hạt trao đổi anion cũng bị giữ lại.



Đối với nồng độ TKN của nước, hiệu quả xử lý khá cao sau công đoạn keo tụ - lắng và sau trao đổi ion, riêng sau công đoạn plasma lạnh thì chỉ xử lý được khoảng 3%. Hình 5b cho thấy, TKN sau khi qua công đoạn keo tụ - lắng, giảm từ  $36,7 \pm 15,4$  mg/l xuống  $20,8 \pm 11,5$  mg/l, đạt hiệu

suất xử lý 43,4%. Các chất nitơ hữu cơ và NH<sub>4</sub><sup>+</sup> bị hấp thụ vào các hạt keo và bông cặn lắng xuống, làm nồng độ TKN sau công đoạn keo tụ - lắng giảm. Nước thải mang tính kiềm cùng với quá trình sục khí khi plasma hoạt động làm một lượng amoni trong nước bị chuyển hóa thành khí amoniac. Bên cạnh đó, một phần các chất nitơ hữu cơ bị oxy hóa và phân hủy thành các chất vô cơ dưới tác động của plasma. Khi nước đi qua cột trao đổi ion, lúc này các chất nitơ hữu cơ được giữ lại bởi cơ chế hấp phụ của hạt nhựa trao đổi ion, làm cho nồng độ TKN trong nước giảm.

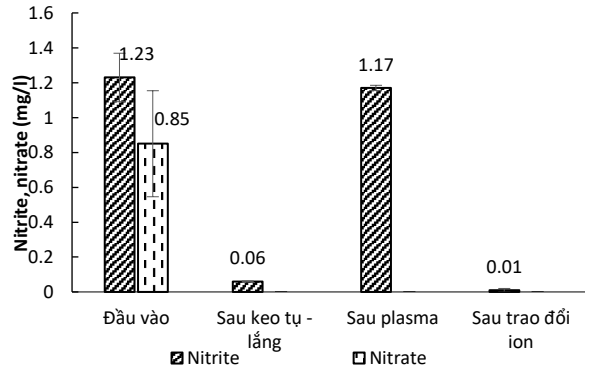
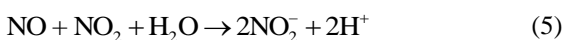


Hình 5. Sự suy giảm TP (a) và TKN (b) qua các giai đoạn xử lý

3.2.5. Khả năng tạo nitrite và nitrate

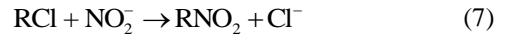
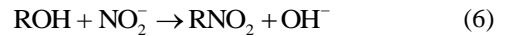
Hoạt động của plasma lạnh làm sản sinh các gốc hóa học chứa ni-tơ như: NO<sub>2</sub><sup>-</sup> và NO<sub>3</sub><sup>-</sup> [2]. Kết quả thí nghiệm cho thấy, nồng độ NO<sub>3</sub><sup>-</sup> đầu vào khá thấp (0,85 ± 0,30 mg/l). Lượng nitrate này được xử lý sau công đoạn keo tụ - lắng, hầu như không được phát hiện trong nước thải. Sau khi được xử lý bằng plasma lạnh, nitrate cũng không được phát hiện như thể hiện ở Hình 6.

Khác với nitrate, lượng nitrite ở trong nước đầu vào khá cao 1,23 ± 0,14 mg/l và giảm xuống 0,06 mg/l sau khi qua công đoạn keo tụ - lắng. Sự giảm nồng độ này có thể do NO<sub>2</sub><sup>-</sup> bám trên bề mặt các chất rắn lơ lửng và bông cặn lắng xuống trong quá trình keo tụ - lắng. Tuy nhiên, sau khi được xử lý bằng plasma lạnh, nồng độ NO<sub>2</sub><sup>-</sup> trong nước tăng lên đáng kể, từ 0,06 lên 1,17 ± 0,02 mg/l. Tác động của plasma góp phần chuyển hóa nitơ trong không khí cấp vào thành dạng trung gian NO<sub>2</sub><sup>-</sup> [3, 16-18] theo phản ứng (4) và (5).



Hình 6. Sự biến động giá trị nitrite và nitrate

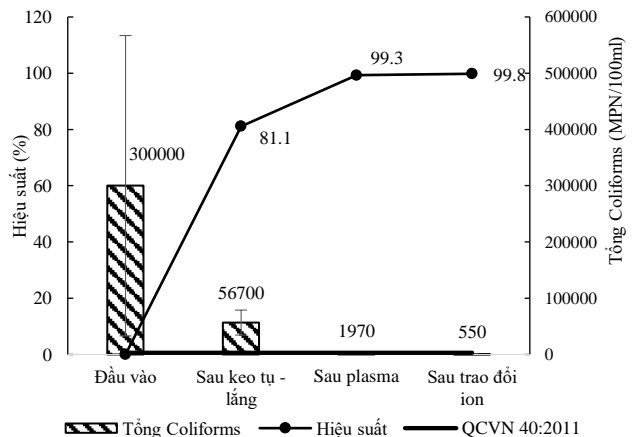
Khi nước thải qua công đoạn trao đổi ion, các hạt nhựa trao đổi anion hấp phụ ion NO<sub>2</sub><sup>-</sup> trên bề mặt hạt và giải phóng ion Cl<sup>-</sup>, OH<sup>-</sup> theo phản ứng (6) và (7) dẫn đến nồng độ NO<sub>2</sub><sup>-</sup> trong nước giảm mạnh (0,01 ± 0,01 mg/l).



3.2.6. Hiệu quả xử lý tổng coliforms

Khả năng phát ra tia UV của công nghệ plasma lạnh được biết là có hiệu quả rất cao trong việc khử trùng nước [2, 19]. Kết quả thí nghiệm cho thấy, tổng coliforms của nước thải đầu vào khá cao 3 × 10<sup>5</sup> ± 2,76 × 10<sup>5</sup> (MPN/100 ml). Sau công đoạn keo tụ - lắng, nồng độ giảm xuống còn 5,67 × 10<sup>4</sup> ± 2,22 × 10<sup>4</sup> (MPN/100ml), đạt hiệu suất xử lý 81,1% (Hình 7). Kết quả phân tích tổng coliforms của nước thải sau công đoạn plasma lạnh là 1970 ± 1560 MPN/100 ml, giảm 99,3% so với đầu vào. Điều này cho thấy, tia UV sinh ra trong quá trình plasma hoạt động đã gây vô hiệu hóa DNA của vi rút, vi khuẩn và vi sinh vật khác, phá hủy liên kết giữa các axit nucleic đơn phân kề nhau trong DNA của vi sinh vật gây chết vi sinh hoặc gây ra sự xáo trộn mã di truyền trong phân tử ngăn chặn sự tái tạo, dịch mã [20].

Tổng coliforms tiếp tục giảm còn 550 ± 253 (MPN/100ml) sau khi nước qua cột trao đổi ion, góp phần nâng tổng hiệu suất xử lý tổng coliforms của toàn mô hình đạt 99,8%. Có thể các vi sinh vật bám trên các chất hữu cơ lơ lửng và chất hữu cơ bám lên bề mặt của các hạt nhựa làm cho lượng tổng coliforms giảm mạnh.



Hình 7. Sự suy giảm của tổng coliforms ở các giai đoạn xử lý

### 3.3. Bàn luận

Việc kết hợp ba công đoạn keo tụ - lắng, plasma lạnh và trao đổi ion cho thấy, có hiệu quả cao trong xử lý nước thải sản xuất hóa chất BVTV của Công ty Cổ phần Thuốc sát trùng Cần thơ. Các chỉ tiêu của nước sau khi xử lý được so sánh với QCVN 40:2011/BTNMT (cột A) và được trình bày ở Bảng 2.

**Bảng 2.** Các chỉ tiêu chất lượng nước trước và sau xử lý

Chỉ tiêu	Đơn vị	Trước xử lý	Sau xử lý	QCVN40: 2011/BTNMT
pH	-	6,36	7,71	6,0÷9,0
EC	µS/cm	361	789	-
DO	mg/l	0,67	4,37	-
Độ đục	NTU	73	3,05	-
SS	mg/l	19,4	0,58	50
COD	mg/l	510	67,8	75
Nitrite	mg/l	1,23	0,001	-
Nitrate	mg/l	0,849	KPH	-
TP	mg/l	3,22	0,94	4
TKN	mg/l	36,7	8,57	-
Tổng coliforms	MPN/ 100 ml	300000	550	3000

- KPH: Không phát hiện

Đặc tính của nước thải thay đổi theo thời gian, phụ thuộc vào thời điểm và loại hóa chất được sản xuất. Các giá trị SS, độ đục, nitrate và nitrite trong nước thấp. Màu nước thải thay đổi tùy vào từng thời điểm sản xuất. Nước thải có pH gần trung tính. Nồng độ COD, TP, TKN và tổng coliforms cao. Kết quả thí nghiệm trên mô hình của hệ thống ở công đoạn keo tụ - lắng và lưu ổn định trong 30 phút cho thấy hiệu suất xử lý khá cao. Ở công đoạn plasma lạnh, hiệu quả xử lý tổng coliforms cao, nhưng một số chỉ tiêu còn lại có hiệu quả xử lý còn hạn chế, có thể là do thời gian lưu nước ở công đoạn này ngắn. Mô hình plasma lạnh sử dụng điện áp 18 kV, với lưu lượng nước là 1,5 l/phút. Giá trị pH ít thay đổi, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> và NO<sub>2</sub><sup>-</sup> sinh ra không đáng kể và EC tăng nhẹ sau công đoạn plasma. Với việc lắp đặt cột trao đổi ion nối tiếp sau công đoạn plasma đã cải thiện hiệu quả xử lý của hệ thống rõ rệt. Nước sau cột trao đổi ion có pH giảm từ mức bazơ (9,70) xuống pH gần trung tính (7,71). Các chỉ tiêu của nước thải sau xử lý bởi hệ thống đạt cột A của QCVN 40:2011/BTNMT, trừ giá trị EC.

### 4. Kết luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy, mô hình hệ thống xử lý nước thải bằng phương pháp kết hợp giữa keo tụ - lắng, plasma lạnh và trao đổi ion có thể xử lý nước sản xuất hóa chất BVTV. Các chỉ tiêu của nước sau khi xử lý đạt quy chuẩn QCVN 40:2011-BTNMT. Để nâng cao hiệu quả xử lý nước thải của công đoạn plasma lạnh thì cần thực hiện một số nghiên cứu tiếp theo về thời gian lưu nước hay điện áp tạo plasma.

**Lời cảm ơn:** Nghiên cứu này được tài trợ bởi Dự án Nâng cấp Trường Đại học Cần Thơ VN14-P6 bằng nguồn vốn vay ODA từ chính phủ Nhật Bản. Nhóm tác giả xin trân trọng cảm ơn.

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Nguyễn Văn Phước, *Giáo trình Xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp bằng phương pháp sinh học*, Nhà xuất bản Xây dựng, 2010.
- [2] Nguyễn Văn Dũng, “Nghiên cứu ứng dụng công nghệ plasma lạnh trong xử lý nước: tổng hợp tài liệu”, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, vol. 36, 2015, pp. 106-111.
- [3] S.P. Rong, Y.B. Sun and Z.H. Zhao, “Degradation of sulfadiazine antibiotics by water falling film dielectric barrier discharge”, *Chinese Chemical Letter*, vol. 25, 2014, pp. 187-192.
- [4] Nguyễn Mai Hùng, *Nghiên cứu phương pháp phân hủy thuốc bảo vệ thực vật bằng công nghệ plasma lạnh*, Trường Đại học Cần Thơ, 2017.
- [5] Nguyễn Văn Dũng, Phạm Văn Toàn, Nguyễn Thị Loan, Mai Phước Vinh, “Nghiên cứu ứng dụng công nghệ plasma lạnh trong xử lý nước”, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ - Đại học Đà Nẵng*, vol. 110, 2017, pp. 11-15.
- [6] R. Misra, S. Satyanarayan and N. Potle, “Treatment of agrochemical/pesticide wastewater by coagulation/flocculation process”, *International Journal of Chemical and Physical Sciences*, 2, Special Issue, 2013, pp. 39-51.
- [7] D.A. Clifford, “Chapter 9: Ion exchange and inorganic adsorption, In: Raymond D. Letterman, Water quality & treatment - A handbook of community water supplies”, *American Water Works Association*, 1999.
- [8] C.W. Wang, S.C. Chang and C. Liang, “Persistent organic pollutant lindane degradation by alkaline cold-brew green tea”, *Chemosphere*, vol. 232, 2019, pp. 281-286.
- [9] P.D. Biljana, M.R. Goran, M.O. Bratislav, M.K. Milorad, M. K. Mirjana, N. Jelena and D.M. Dragan, “Decolorization of reactive textile dyes using water falling film dielectric barrier discharge”, *Journal of Hazardous Material*, vol. 192, 2011, pp. 763-771.
- [10] P.M.K. Reddy, Dissertation on Degradation of aqueous organic pollutants by catalytic nonthermal plasma based advanced oxidation process, *Indian Institute of Technology Hyderabad*, 2014.
- [11] I. Levchuk, J.J.R. Marquez and M. Sillanpaa, “Removal of natural organic matter (NOM) from water by ion exchange-A review”, *Chemosphere*, vol. 192, 2018, pp. 90-104.
- [12] M. T. Al Hattab and A. E. Ghaly, “Disposal and treatment methods for pesticide containing wastewaters: critical review and comparative analysis”, *Journal of Environmental Protection*, vol. 3, 2012, pp. 431-453.
- [13] Bùi Thị Tuyết Loan, *Nghiên cứu phương pháp xử lý nước thải công nghiệp in*, Trường Đại học Bách khoa Hà Nội, 2012.
- [14] Lê Hoàng Việt, Trần Phương Bình, Mai Trung Hậu và Nguyễn Võ Châu Ngân, “Khảo sát một số thông số vận hành quy trình keo tụ - tạo bông kết hợp fenton xử lý nước thải nhà máy in”, *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, Số chuyên đề: Môi trường và Biến đổi khí hậu 1, 2017, pp. 162-172.
- [15] S. Raghu and C. A. Basha, “Chemical or electrochemical techniques, followed by ion exchange, for recycle of textile dye wastewater”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 149, 2007, pp. 324-330.
- [16] M. H. Valsero, R. Molina, A. Montras, M. Muller and J. M. Bayona, “Decontamination of waterborne chemical pollutants by using atmospheric pressure nonthermal plasma: a review”, *Environmental Technology Reviews*, vol. 3, 2014, pp. 71-91.
- [17] B. Jiang, I. Zheng, X. Lu, Q. Liu, M. Wu, Z. Yan, S. Qiu, Q. Xue, Z. Wei, H. Xiao and M. Liu, “Degradation of organic dye by pulsed discharge non-thermal plasma technology assisted with modified activated carbon fibers”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 215-216, 2012, pp. 969-978.
- [18] M. Tichonovas, E. Krugly, V. Racys, R. Hippler, V. Kauneliene, I. Stasiulaitiene and D. Martuzevicius, “Degradation of various textile dyes as wastewater pollutants under dielectric barrier discharge plasma treatment”, *Chemical Engineering Journal*, vol. 229, 2013, pp. 9-19.
- [19] J.W. Lackmann, S. Schneider, E. Edengeiser, F. Jarzina, S. Brinckmann, E. Steinborn, M. Havenith, J. Benedikt and J.E. Bandow, “Photons and particles emitted from cold atmospheric pressure plasma inactivate bacteria and biomolecules independently and synergistically”, *Journal of the Royal Society Interface*, vol. 10, 2013, pp. 1-12.

Nguyễn Đình Thạch và Nguyễn Ngọc Sơn, *Nghiên cứu tính chọn lọc và mô phỏng lò UV trong hệ thống xử lý nước ballast*, Trường Đại học Hàng hải Việt Nam, 2016.