

NGHIÊN CỨU ỨNG DỤNG CÔNG NGHỆ BỨC XẠ CHÙM TIA ĐIỆN TỬ ĐỂ XỬ LÝ CÁC HỢP CHẤT PCB (POLYCHLORINATED BIPHENYLS) TRONG DẦU BIẾN THỂ ĐÃ QUA SỬ DỤNG

Đến tòa soạn: 16-06-2025

**Hoàng Trung Thống¹, Trần Duy Hải^{1,*} Đinh Thị Nga²,
Trịnh Văn Tuyên³, Phan Đình Tuấn⁴**

¹*Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Thành phố Hồ Chí Minh, 236B Lê Văn Sỹ, quận Tân Bình, thành phố Hồ Chí Minh*

²*Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh, 12 Nguyễn Văn Bảo, quận Gò Vấp, thành phố Hồ Chí Minh*

³*Học Viện Khoa học và Công nghệ, 18 Hoàng Quốc Việt, quận Cầu Giấy, Hà Nội*

⁴*Viện Nghiên cứu ứng dụng Tài nguyên thiên nhiên, Vật liệu và Môi trường, 58/4 Trần Văn Dư, phường 13, Quận Tân Bình, thành phố Hồ Chí Minh*

*E-mail: tdhai@hcmunre.edu.vn

SUMMARY

APPLICATION OF ELECTRON BEAM IRRADIATION FOR PCBs (POLYCHLORINATED BIPHENYLS) DECHLORINATION FROM SPENT TRANSFORMER OIL

To enable the reuse of spent transformer oil as an industrial fuel, it is necessary to remove hazardous constituents, particularly polychlorinated biphenyls (PCBs), a class of persistent organic pollutants commonly used as additives. Gas chromatography analysis identified 13 out of 15 representative PCB congeners in the tested oil sample. Treatment of the PCB-contaminated transformer oil using electron beam irradiation demonstrated effective dechlorination of PCB compounds. Following irradiation at a dose of 150 kGy, the total chlorine content associated with PCBs was reduced by approximately 94,61%. The dechlorination kinetics of several PCB homologs (tri-, tetra-, penta-, and hexa-chloro biphenyl) were also investigated, indicating that homologs with varying degrees of chlorination followed distinct kinetic pathways. These findings provided initial evidence supporting the feasibility of employing electron beam irradiation as a viable method for the remediation of PCB-contaminated transformer oil.

Keywords: electron beam irradiation, radiolytic dechlorination, polychlorinated biphenyl, dechlorination kinetics.

1. GIỚI THIỆU

Polychlorinated biphenyls (PCB) được xếp vào nhóm hợp chất hữu cơ khó phân hủy [1]. Tính chất trơ về mặt hóa lý và khả năng tích lũy sinh học khiến cho PCBs có thể phân tán khắp nơi bằng cách lưu chuyển trong nước và gió, và lắng đọng ở các điều kiện địa lý khác nhau [2], [3]. Các hợp chất PCB có thể gây ra một loạt các tác động đến sức khỏe, bao gồm các

tổn hại cho da, tổn thương gan và các vấn đề đối với hệ thống miễn dịch [4]. Chúng cũng được coi là chất gây ung thư ở người và có thể kiềm hãm sự phát triển hệ thần kinh ở trẻ em [5]. Do đó, hầu hết các quốc gia đã cấm sản xuất và thương mại hóa các hợp chất PCB kể từ những năm 1970 [1]. Theo công ước Stockholm, tổng hàm lượng PCB trong các loại chất thải cần dưới mức 50 mg/kg [1].

Để xử lý PCBs, một số phương pháp đã được áp dụng như phương pháp hóa học, vật lý và sinh học [6]. Trong đó, chiếu xạ chùm điện tử được xem là một kỹ thuật tiềm năng trong nhóm phương pháp vật lý do hiệu quả cao, tốc độ nhanh, ít hoặc không cần dùng đến hóa chất bổ sung và ít tác động đến môi trường chứa PCBs [7]. Các ưu điểm này là cơ sở để lựa chọn kỹ thuật chiếu xạ chùm điện tử xử lý các chất PCB trong dầu biến thể, tái sử dụng dầu gốc cho các mục đích khác nhau.

Trong khoảng thời gian từ 1940 – 1985, Việt Nam đã nhập khẩu các thiết bị điện dùng dầu cách điện chứa PCBs, chủ yếu là máy biến thế và tụ điện. Ước tính có khoảng 27 đến 30 nghìn tấn dầu cách điện chứa PCB đang còn tồn tại [8]; nếu thu hồi được dầu gốc từ lượng dầu cách điện này sẽ mang lại giá trị lớn về kinh tế và môi trường. Theo công ước Stockholm mà Việt Nam ký kết vào 23.05.2001, nước ta sẽ loại bỏ các thiết bị có chứa PCBs trước 2028. Theo QCVN 07:2009/BTNMT, PCBs được xếp vào nhóm chất thải nguy hại, có ngưỡng xả thải 5 mg/kg. Hiện nay ở Việt Nam, duy nhất chỉ có phương pháp đốt được cho phép áp dụng để tiêu hủy dầu cách điện chứa PCBs. Từ thực trạng trên, nghiên cứu này bước đầu thử nghiệm áp dụng phương pháp chiếu xạ chùm điện tử để khử chlor của các hợp chất PCBs trong dầu biến thể đã qua sử dụng, hướng đến mục tiêu tái sử dụng làm dầu đốt.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Nguyên liệu, hóa chất và thiết bị

Dầu biến thể đã qua sử dụng được cung cấp bởi Nhà máy cấp nước Thủ Đức (TP. HCM) với các tính chất chưa được xác định. Tất cả các chuẩn gốc PCB riêng lẻ có nồng độ 500 mg/L (trong iso octan) được mua từ công ty CPACChem (Bulgaria). Các mẫu chuẩn được pha từ các chuẩn gốc bằng iso octan (Merck, Đức).

Nồng độ của các PCB trong mẫu được xác định bằng phương pháp phân tích sắc ký khí (model 7890A, Agilent-US), sử dụng đầu dò ECD (electron capture detector). Cột mao quản dài 30 m, đường kính trong 0,25 mm được phủ lớp silica dày 1 μ m phía bên trong để làm pha tĩnh. Thao tác phân tích được thực hiện theo tiêu chuẩn EPA Victoria Method Number 6013, sử dụng H₂ làm khí mang. Nhiệt độ buồng tiêm mẫu và đầu dò được giữ cố định ở 210 và 300 °C, tương ứng. Nhiệt độ của lò được giữ ở 90 °C trong 2 phút, sau đó tăng lên 300 °C với tốc độ 15 °C/phút và lưu ở 300 °C trong 4 phút.

2.2. Chiếu xạ

Các lọ thủy tinh có đường kính trong 16,2 mm chứa khối dầu biến thể cao 5 cm được đưa vào buồng chiếu của máy gia tốc UERL-10-15S2 bằng một băng tải. Máy gia tốc phát ra chùm điện tử 10 MeV với công suất phát 15 kW. Sau mỗi lần đi qua buồng chiếu xạ, mẫu được chiếu với một liều xạ tương ứng 25 kGy. Để tăng liều xạ, mẫu được tuần hoàn trở lại buồng chiếu. Mẫu được giữ ở điều kiện phòng (25 – 28 °C) trước khi được chiếu lần tiếp theo để tránh làm tăng nhiệt độ cho mẫu. Ở mỗi điều kiện, các thử nghiệm được tiến hành lặp 3 lần.

Tổng nồng độ chlor của các PCB được tính theo công thức (1).

$$C_t = \rho \sum \frac{x_i p_i}{M_i} \quad (1)$$

Trong đó, C_t là tổng nồng độ của nguyên tử chlor của các PCB (mmol/L), ρ là khối lượng riêng của dầu biến thể (0,895 kg/L), x_i là nồng độ của PCB thứ i (mg/kg), p_i là số nguyên tử chlor trong PCB thứ i , và M_i là phân tử khối của PCB thứ i (g/mol).

Hiệu quả khử chlor được tính theo công thức (2).

$$H = \left(1 - \frac{C_D}{C_0}\right) \times 100 \quad (2)$$

Trong đó, C_D và C_0 tương ứng thể hiện tổng nồng độ chlor của các PCB trong mẫu sau khi được chiếu với một liều xạ D và trong mẫu ban đầu.

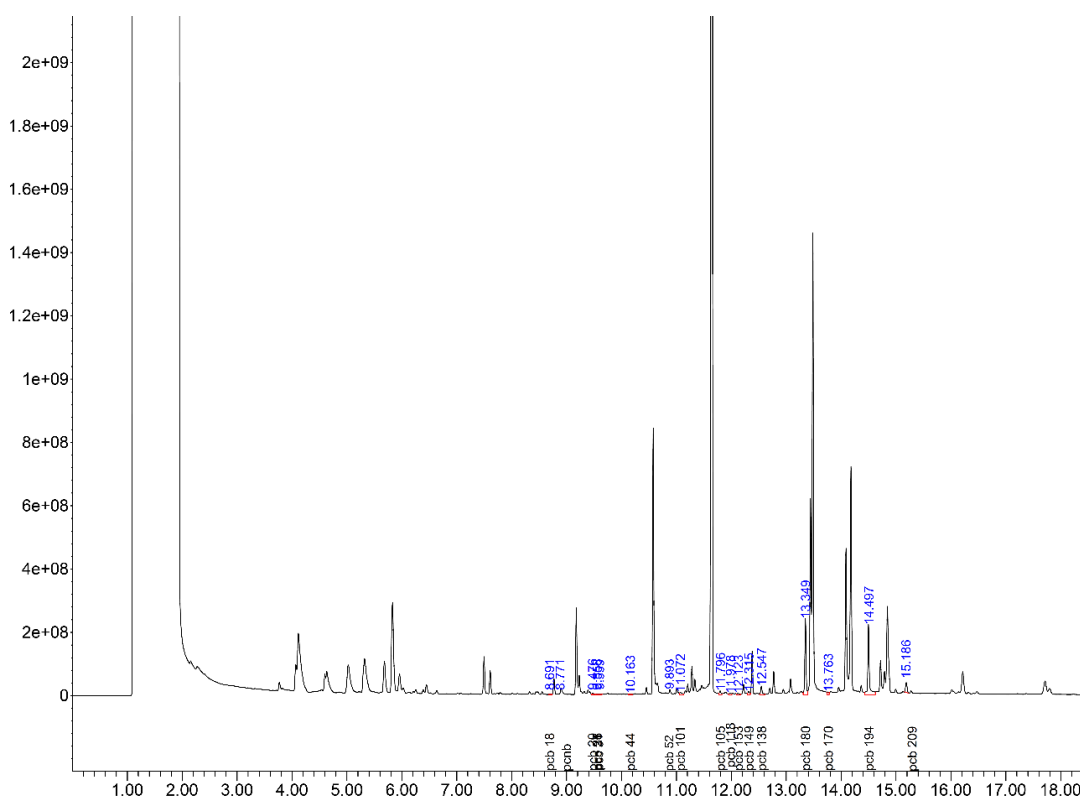
3. KẾT QUẢ VÀ BÀN LUẬN

3.1. Xác định các PCB trong dầu biến thể đã qua sử dụng

Hình 1 thể hiện phổ GC của mẫu dầu đã qua sử dụng (không pha loãng). So với mẫu chuẩn, các PCB được định danh dựa trên thời gian lưu (R.T.) tương ứng được thể hiện trong **Bảng 1**. Nhìn chung, thời gian lưu của PCBs trong hệ thống rửa giải của GC tăng dần theo số nguyên tử chlor trong phân tử biphenyl [9].

Bảng 1 cho thấy vị trí của các chlor trên cấu trúc biphenyl cũng ảnh hưởng đến thời gian lưu. Cụ thể, thời gian lưu của PCB tăng lên khi tăng số chlor ở vị trí *ortho* < *meta* < *para*.

Thời gian lưu của các PCB phụ thuộc vào tính phân cực của chúng. Do cột GC được sử dụng là cột mao quản có phủ lớp chiết pha rắn silica, thuận lợi hơn cho việc chiết tách PCBs có độ phân cực thấp hơn. Trong khi đó, độ phân cực của PCBs tuân theo nguyên tắc: PCBs càng có nhiều chlor thì càng kém phân cực; độ phân cực của PCBs có vị trí chlor ở *ortho* < *meta* < *para* [10]. Ngoài ra, Plomley và cộng sự [11] cũng đã chỉ ra rằng sự rửa giải giữa các đồng phân PCB phụ thuộc vào cấu trúc phân tử của chúng, đặc biệt là số lượng nguyên tử chlor tồn tại ở vị trí *ortho*.



Hình 1. Phổ GC của mẫu dầu biến thể đã qua sử dụng

Trong cùng một nhóm PCB (các PCB có cùng số chlor trong phân tử), kết quả từ

Kết quả phân tích GC cho thấy rằng cường độ tín hiệu của PCB 18, 20 và 118 lần lượt

vượt cường độ tín hiệu của mẫu chuẩn là 1,16, 4,62 và 5,65 lần. Trong vùng nồng độ đường chuẩn được thiết lập (1 - 200 mg/L), mẫu cần được pha loãng để định lượng cho các PCB có tín hiệu vượt chuẩn này (nếu cần). Đối với PCB 28 và 170, cường độ tín hiệu nhỏ hơn 1% so với mẫu chuẩn (tương ứng nhỏ hơn giới hạn phát hiện của phép đo) và được xem là không tồn tại trong mẫu. Kết quả phân tích hàm lượng các PCB trong mẫu dầu ban đầu và mẫu sau khi được chiếu xạ đã được công bố trong nghiên cứu trước đây của chúng tôi [12].

3.2. Hiệu quả khử chlor của các PCB

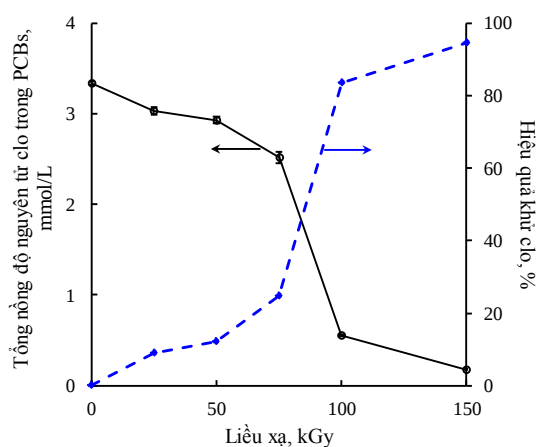
Bảng 1. Thời gian lưu và cấu trúc của các PCB

Nhóm PCB	PCB	R.T. (s)	Số Cl ở các vị trí		
			ortho	meta	para
Trichloro- (3-Cl)	18	8,693	2	1	0
	20	9,477	1	2	0
	31	9,559	1	1	1
	28	9,559	1	0	2
Tetrachloro- (4-Cl)	52	9,893	2	2	0
	44	10,164	2	2	0
Pentachloro- (5-Cl)	101	11,073	2	2	1
	105	11,796	1	2	2
	118	11,978	1	2	2
Hexachloro- (6-Cl)	153	12,122	2	2	2
	149	12,315	3	2	1
	138	12,547	2	2	2
Heptachloro- (7-Cl)	180	13,350	2	3	2
	170	13,760	2	3	2
Octachloro- (8-Cl)	194	14,498	2	4	2

Hiệu quả khử chlor của các PCB được biết đến là khả năng cắt đứt liên kết C-Cl trong các PCB, hình thành ion $\text{Cl}^\bullet$. Như được thể hiện trong **Bảng 1**, mẫu dầu biến thể chứa nhiều đồng phân PCB nên trong nghiên cứu này, tổng nồng độ nguyên tử chlor của tất cả các PCB được dùng để đánh giá hiệu quả.

Được thể hiện trên **Hình 2**, tổng nồng độ chlor của các PCB giảm chậm khi tăng liều xạ đến 75 kGy nhưng sau đó giảm mạnh. Kết quả này dẫn đến hiệu quả khử chlor đạt 24,63% khi mẫu được chiếu với

một liều xạ 75 kGy, và tăng mạnh lên 83,48% ứng với liều xạ 100 kGy. Xu hướng tương tự cũng được quan sát bởi Tajima và cộng sự khi khử chlor trong dầu biến thể bằng chùm gamma [13]. Sau khi chiếu một liều xạ 150 kGy, quá trình khử chlor đạt hiệu quả 94,61%. Kết quả này chứng minh tính khả thi của phương pháp chiếu xạ chùm điện tử để khử chlor của các PCB trong dầu máy biến thế.



Hình 2. Hiệu quả khử clo của các PCB

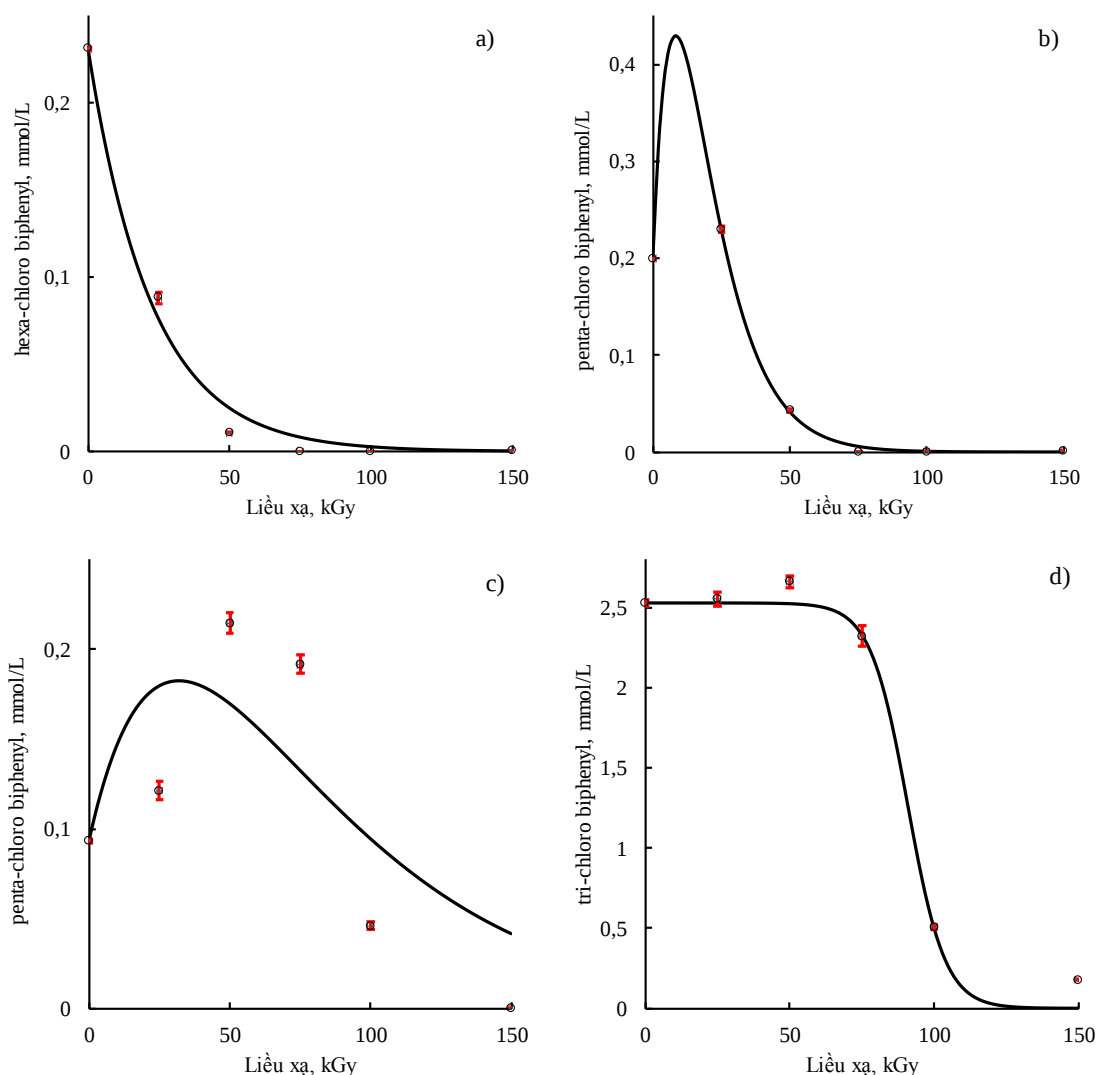
3.3. Động học quá trình khử chlor của các đồng đẳng PCB

Động học khử chlor của PCBs trong nền dầu biến thế rất khó xác định chính xác do tác động của thành phần dầu gốc [13]. Vấn đề này càng trở nên khó khăn hơn khi nghiên cứu trên mẫu dầu biến thế đã qua sử dụng do sự phức tạp khó xác định về các tính chất hóa lý của mẫu. Do đó, phần nghiên cứu động học này xét cho các nhóm (đồng đẳng) PCB mà không xét riêng cho từng PCB. Như được báo cáo trước đây [12], nhóm PCB có 7 và 8 chlor trong phân tử có nồng độ thấp và phân hủy gần như hoàn toàn với liều xạ 25 kGy. Do đó, chúng tôi không phân tích động học cho hai nhóm PCB này. Các mô hình động học phổ biến cho một phản ứng hóa học đã được hồi quy với số liệu thực nghiệm, thu được kết quả thể hiện trong **Bảng 2**. Nồng độ chlor của các nhóm PCB tính từ số liệu

thực nghiệm được thể hiện bởi các điểm rời rạc trên **Hình 3**.

Đánh giá dựa trên R^2 được thể hiện trong **Bảng 2**, kết quả hồi quy cho thấy rằng quá trình khử chlor của các nhóm PCB tuân theo các mô hình động học khác nhau. Cụ thể, nhóm PCB 6-Cl tuân theo mô hình động học phản ứng bậc nhất, nhóm PCB 5-Cl tuân theo mô hình động học phản ứng nổi tiếp. Hai mô hình này mô tả động học cho một phản ứng đồng thể. Điều này có nghĩa là động học của quá trình chiếu xạ chùm điện tử cho PCB 6-Cl và 5-Cl có thể được giải thích dựa theo lý thuyết va chạm

[14]. Như được báo cáo trước đây, các PCB càng có nhiều chlor càng dễ được khử bằng phương pháp chiếu xạ [15-18]. Theo đó, khi các phân tử PCB 6-Cl và 5-Cl hấp thụ electron, liên kết C-Cl trong chúng bị cắt đứt trực tiếp [17]. Điều này dẫn đến PCB 6-Cl giảm nhanh theo liều xạ (**Hình 3a**). Đối với nhóm PCB 5-Cl, hằng số tốc độ tạo thành k_f (từ nhóm PCB 6-Cl) và phân hủy k_c gần bằng nhau, làm cho nồng độ PCB 5-Cl tăng trong giai đoạn đầu và giảm nhanh trong giai đoạn sau của quá trình chiếu xạ (**Hình 3b**).



Hình 3. Biến đổi tổng nồng độ clo của nhóm PCB a) 6-Cl, b) 5-Cl, c) 4-Cl, d) 3-Cl (Kết quả thực nghiệm được tính từ [12]: các điểm rời rạc, kết quả hồi quy tương thích nhất: các đường liên tục)

Bảng 2. Các hằng số động học được xác định

Mô hình	Phương trình	Thông số động học	Nhóm PCB			
			6-Cl	5-Cl	4-Cl	3-Cl
Bậc nhất	$C = C_0 e^{-k_1 D}$	k_1 , 1/kGy	$4,5 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$9,4 \times 10^{-4}$	$6,9 \times 10^{-3}$
		R^2	0,990	0,729	-0,005	0,578
Bậc hai	$C = \frac{C_0}{1 + C_0 k_2 D}$	k_2 , L/mmol/kGy	0,44	0,14	$6,8 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-3}$
		R^2	0,944	0,615	-0,005	0,497
Phản ứng nối tiếp	$C = C_0 e^{-k_c D} + A(e^{-k_f D} - e^{-k_c D})$	A , mmol/L	39,67	36,23	12,80	0,42
		k_f , 1/kGy	$4,5 \times 10^{-2}$	$9,29 \times 10^{-2}$	$2,35 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-3}$
		k_c , 1/kGy	$4,5 \times 10^{-2}$	$9,59 \times 10^{-2}$	$2,44 \times 10^{-2}$	$6,9 \times 10^{-3}$
		R^2	0,990	0,999	0,620	0,578
Tự xúc tác	$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{1}{1 + e^{q - k_a D}}$	q , [-]	4,12	31,99	45,19	14,05
		k_a , 1/kGy	0,18	0,67	0,45	0,15
		R^2	0,998	0,984	0,262	0,992

k_1 , k_2 , k_c , k_f , k_a lần lượt biểu thị hằng số tốc độ phản ứng bậc nhất, bậc hai, tạo thành, phân hủy và tự xúc tác, C_0 thể hiện nồng độ ban đầu của cấu tử (mmol/L), D là liều xạ (kGy), A và q là các hằng số.

Với 3 nguyên tử chlor trong phân tử, nhóm PCB 3-Cl trở nên khó phân hủy hơn. Liên kết C-Cl không thể bị bẻ gãy trực tiếp dưới tác động của chùm electron. Kết quả hồi quy (**Bảng 2**) cho thấy nhóm PCB 3-Cl đã bị khử theo mô hình tự xúc tác; trong đó, sản phẩm từ quá trình khử chlor của PCB 3-Cl góp phần thúc đẩy tốc độ phân hủy chính nó [19]. Với liều xạ < 75 kGy, PCB 3-Cl giảm chậm; nhưng khi tăng liều xạ, các thành phần hoạt động trung gian đủ nhiều để xúc tiến quá trình [20], làm cho PCB 3-Cl giảm nhanh (**Hình 3d**). Đối với PCB có từ 4 chlor trở xuống, quá trình khử chlor theo cơ chế gốc tự do đã được chứng minh trong các báo cáo trước đây [21], [22]. Bản chất khó khử chlor của các PCB chứa ít chlor đã thúc đẩy các nhà nghiên cứu bổ sung tác chất tạo gốc hoạt động, nhằm tăng tốc quá trình ngay từ ban đầu [23], [24]. Tuy nhiên, việc này cũng tạo nên thách thức cho việc loại bỏ các sản phẩm phụ khi đặt ra mục tiêu tái sử dụng dầu sau xử lý.

Đối với nhóm PCB 4-Cl, sự tương thích giữa số liệu thực nghiệm và các mô hình động học được chọn là kém nhất (**Hình 3c**). Động học quá trình khử chlor của PCB 4-Cl được xem là trạng thái chuyển tiếp giữa động học phản ứng đồng thể và

phản ứng tự xúc tác. Làm sáng tỏ cơ chế và động học của quá trình khử chlor cho nhóm PCB 4-Cl là một thách thức lớn và sẽ được quan tâm trong nghiên cứu tiếp theo.

4. KẾT LUẬN

Phân tích mẫu dầu biến thể đã qua sử dụng cho thấy sự hiện diện của 13 hợp chất PCB, bao gồm các đồng đẳng từ tri- đến octa-chlorobiphenyls. Để loại bỏ các hợp chất độc hại này, kỹ thuật chiếu xạ bằng chùm điện tử đã được áp dụng. Kết quả cho thấy hiệu quả khử chlor của PCBs gia tăng theo liều xạ, với sự cải thiện rõ rệt khi liều xạ tăng từ 75 kGy lên 100 kGy ở mức độ khử chlor tăng từ 24,63% lên tới 83,48%.

Để mô tả quá trình phân hủy các nhóm PCB có số nguyên tử chlor khác nhau, các mô hình động học đã được áp dụng và hồi quy với dữ liệu thực nghiệm. Kết quả phân tích động học cho thấy: nhóm PCB 6-Cl tuân theo động học bậc nhất; nhóm PCB 5-Cl theo mô hình phản ứng nối tiếp; và nhóm PCB 3-Cl phù hợp với mô hình tự xúc tác. Riêng nhóm PCB 4-Cl chưa phù hợp hoàn toàn với các mô hình hiện có, cho thấy cần có nghiên cứu thêm để phát triển mô hình thích hợp hơn.

Sự thay đổi mô hình động học giữa các nhóm PCB cho thấy cơ chế phản ứng khử chlor không cố định mà có xu hướng chuyển tiếp trong quá trình chiếu xạ, phản ánh tính chất phức tạp và phụ thuộc cấu trúc của các hợp chất PCB trong môi trường dầu. Phát hiện này đặt nền tảng cho nghiên cứu sâu hơn về cơ chế phân hủy PCB bằng chiếu xạ chùm điện tử.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu được hỗ trợ kinh phí từ Bộ Khoa học và Công nghệ qua đề tài mã số ĐTĐLCN.69/22.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Melymuk L, Blumenthal J, Sáška O, Shu-Yin A, Singla V, Šebková K, Fedinick KP, Diamond ML, (2022). Persistent problem: Global challenges to managing PCBs. *Environ Sci Technol*, **56**(12), 9029–9040.
- [2] Crinnion WJ, (2011). Polychlorinated biphenyls: persistent pollutants with immunological, neurological, and endocrinological consequences. *Altern Med Rev*, **16**(1), 5–13.
- [3] Hanedar A, Güneş E, Kaykioğlu G, Çelik SÖ, Cabi E, (2019). Presence and distributions of POPS in soil, atmospheric deposition, and bioindicator samples in an industrial-agricultural area in Turkey. *Environ Monit Assess*, **191**, 42.
- [4] Ngoubeyou PSK, Wolkersdorfer C, Ndi bewu PP, Augustyn W, (2022). Toxicity of polychlorinated biphenyls in aquatic environments – A review. *Aquat Toxicol*, **251**, 106284.
- [5] Marsan ES, Bayse CA, (2020). Halogen bonding interactions of polychlorinated biphenyls and the potential for thyroid disruption. *Chem Eur J*, **26**(23), 5200–5207.
- [6] Rahuman MSMM, Pistone L, Trifirò F, Miertus S, (2000). Destruction technologies for polychlorinated biphenyls (PCBS). Proceedings of Expert Group Meetings on POPs and Pesticides Contamination: Remediation Technologies (April 2000) and on Clean Technologies for the Reduction and Elimination of POPs (May 2000).
- [7] Hossain K, Maruthi YA, Das NL, Rawat KP, Sarma KSS, (2018). Irradiation of wastewater with electron beam is a key to sustainable smart/green cities: A review. *Appl Water Sci*, **8**, 6.
- [8] Phạm Thị Chung, Vi Thị Mai Lan, Nguyễn Thúy Ngọc, Dương Hồng Anh, Phạm Hùng Việt, (2015). Phân tích hàm lượng PCBs trong dầu biến thể bằng hai phương pháp thử nhanh và sắc ký khí khối phổ. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, **1**(4), 6–11.
- [9] March RE, (1997). An introduction to quadrupole ion trap mass spectrometry. *J Mass Spectrom*, **32**(4), 351–369.
- [10] Faroon OM, Keith LS, Smith-Simon C, De Rosa CT, (2003). Polychlorinated biphenyls: Human health aspects. Concise International Chemical Assessment Document 55, WHO.
- [11] Plomley JB, Lausevic M, March RE, (2000). Determination of dioxins/furans and PCBs by quadrupole ion-trap gas chromatography-mass spectrometry. *Mass Spectrom Rev*, **19**(5), 305–365.
- [12] Thong HT, Hai TD, Nga DT, Tuyen TV, Tuan PD, (2025). Dechlorination of polychlorinated biphenyls in used transformer oil by accelerated electron beam irradiation. *J Indian Chem Soc*, **102**(6), 101724.
- [13] Tajima N, Hasegawa J, Horioka K, (2008). An approach to reuse of PCB-contaminated transformer oil using gamma radiolysis. *J Nucl Sci Technol*, **45**(7), 601–609.
- [14] Baron P, (2017). Reaction Rate Theory and Rare Events Simulations, John Fedo, chapter 6, pp. 147–156.
- [15] Abdullayev ET, Gurbanov MA, Jamalov PJ, (2015). Comparative study

- of the radiolysis and photolysis of the hexane solutions of polychlorinebiphenyls. *J Radiat Res*, **2(2)**, 27–31.
- [16] Chaychian M, Silverman J, Al-Sheikhly M, Poster DL, Neta P, (1999). Ionizing radiation induced degradation of tetrachlorobiphenyl in transformer oil. *Environ Sci Technol*, **33(14)**, 2461–2464.
- [17] Schmelling DC, Poster DL, Chaychian M, Neta P, Silverman J, Al-Sheikhly M, (1998). Degradation of polychlorinated biphenyls induced by ionizing radiation in aqueous micellar solutions. *Environ Sci Technol*, **32(2)**, 270–275.
- [18] Jung I-H, Lee M-J, Mah Y-J, (2012). Decomposition of PCBs in transformer oil using an electron beam accelerator. *Radiat Phys Chem*, **81(7)**, 899–905.
- [19] Hanopolskyi AI, Smaliak VA, Novichkov AI, Semenov SN, (2021). Autocatalysis: Kinetics, mechanisms and design. *ChemSystemsChem*, **3(1)**, e2000026.
- [20] Arcadia CE, Dombroski A, Oakley K, Chen SL, Tann H, Rose C, Kim E, Reda, Rubenstein BM, Rosenstein J K, (2021). Leveraging autocatalytic reactions for chemical domain image classification. *Chem Sci*, **12**, 5464–5472.
- [21] Chaychian M, Jones C, Poster D, Silverman J, Neta P, Huie R, Al-Sheikhly M, (2002). Radiolytic dechlorination of polychlorinated biphenyls in transformer oil and in marine sediment. *Radiat Phys Chem*, **65(4–5)**, 473–478.
- [22] Sherman WV, Evans R, Nesyto R, Radlowski C, (1971). Mechanism of the radiation-induced dechlorination of 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane in alcoholic solution. *J Phys Chem*, **75(18)**, 2762–2765.
- [23] Arbon RE, Mincher BR, Knighton WB, (1994). γ -ray destruction of individual PCB congeners in neutral 2-propanol. *Environ Sci Technol*, **28(12)**, 2191–2196.
- [24] Mincher BJ, Brey RR, Rodriguez RG, P ristupa S, Ruhter A, (2002). Increasing PCB radiolysis rates in transformer oil. *Radiat Phys Chem*, **65(4–5)**, 461–46.