

**NGHIÊN CỨU, ĐÁNH GIÁ HIỆU QUẢ CHUYỂN HÓA CÁC HỢP CHẤT
NITROPHENOL BẰNG MỘT SỐ QUÁ TRÌNH OXI HÓA NÂNG CAO
DỰA TRÊN CƠ SỞ HIỆU ỨNG UV-H₂O₂**

Đến tòa soạn 26 - 2 - 2016

**Đỗ Ngọc Khuê, Đỗ Bình Minh, Vũ Quang Bách,
Đào Duy Hưng, Nguyễn Văn Hoàng, Tô Văn Thiệp**
Viện công nghệ mới - Viện KH&CN quân sự
Nguyễn Văn Anh
Đại học Bách khoa Hà Nội

SUMMARY

**THE RESEARCH EVALUATES THE EFFECTIVENESS OF THE
METABOLISM OF NITROPHENOL COMPOUNDS BY USING SOME
ADVANCED OXIDATION PROCESS BASED ON UV-H₂O₂ EFFECTS**

The paper presents the survey result and the synthetic evaluation about the effectiveness of NPs compounds metabolism in the system of AO chemistry, electrochemistry and Fenton, particularly in the systems based on H₂O₂ photolysis effects using UV radiation (effects of UV/H₂O₂). This article also gives explanations on the causes of differences on NPs metabolic efficiency in the above systems, which are considered to choose and propose the effective AO process for the purpose of decontamination of water contaminated with toxic NPs compounds.

1. MỞ ĐẦU

Các giải pháp công nghệ dựa trên cơ sở sử dụng các hệ oxi hóa nâng cao (AO); đặc biệt là các hệ sử dụng quá trình quang phân H₂O₂ bằng UV (hiệu ứng UV-oxi hóa hoặc UV- H₂O₂) để khử độc cho môi trường bị nhiễm các hợp

chất hữu cơ độc khó phân hủy trong đó có các hợp chất nitrophenol (NPs) vẫn đang tiếp tục được nhiều nhà khoa học quan tâm nghiên cứu [1-13]. Ở trong nước, trong thời gian qua cũng đã có một số kết quả khảo sát về đặc điểm phản ứng phân hủy các hợp chất NPs

trong các hệ oxi hóa nâng cao điện hóa (EO) và Fenton đã được công bố [8-13]. Tuy nhiên cho đến nay vẫn còn thiếu công trình nghiên cứu có tính hệ thống để đánh giá về tính hiệu quả của các hệ oxi hóa nâng cao (AO) có thành phần gồm nhiều tác nhân oxi hóa được kết hợp thêm với tác nhân quang hóa UV.

Trong bài báo này đưa ra các lý giải về nguyên nhân của sự khác nhau về hiệu quả chuyển hóa NPs trong các hệ AO hóa học điện hóa Fenton quá trình AO thích hợp cho mục tiêu khử độc cho môi trường nước thải công nghiệp (trong đó có nước thải của các cơ sở sản xuất vật liệu nôm) bị nhiễm các hợp chất NPs độc hại.

Các hệ phản ứng được xem xét ở đây là:

1) hệ quang hóa và oxi hóa cổ điển: không có khả năng tạo ra gốc hydroxyl ($\cdot\text{OH}$) như NPs/UV, NPs/ H_2O_2 ; 2) các hệ AO có thể tạo ra gốc $\cdot\text{OH}$ bằng phản ứng hóa học, điện hóa (EO) hay hiệu ứng UV- H_2O_2 như NPs/UV- H_2O_2 , NPs/EO, NPs/EO-UV, NPs/EO- H_2O_2 , NPs/EO-UV- H_2O_2 ; 3) các hệ Fenton như: NPs/Fenton, NPs/UV-Fenton.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.2. Thiết bị, nguyên liệu, hóa chất

2.2.1. Thiết bị

2.2.1.1. Thiết bị đo đạc, phân tích

- Hệ thống thiết bị sắc ký lỏng hiệu năng cao (HPLC) Model HP 1100, sử dụng detector chuỗi (DAD) do hãng Agilent (Mỹ) sản xuất. Cân phân tích CHYO (Nhật Bản) có độ chính xác $\pm 0,1$

mg. Máy đo pH: OAKLON, serie 510 (Mỹ) có độ chính xác $\pm 0,01$.

2.2.1.2. Thiết bị công nghệ

Hệ thiết bị dùng để thực hiện phản ứng oxi hóa và quang hóa các hợp chất NPs được thiết kế chế tạo theo mẫu thiết bị quang hóa đã được nêu trong tài liệu [8]. Khi cần nghiên cứu phản ứng oxi hóa điện hóa gián tiếp (EO) các NPs thì bình phản ứng của hệ thiết bị sẽ được thay thế bằng bình điện phân không màng ngăn dung tích 500 ml với điện cực anot trơ dạng tấm kích thước $0,1 \times 4 \times 15$ cm được phủ hỗn hợp TiO_2 , RuO_2 còn catot là tấm thép không gỉ [10,13].

2.2.2. Hóa chất, nguyên liệu

2-mononitrophenol (NP), 2,4-dinitrophenol (DNP), 2,4,6-trinitrophenol (TNP), 3-hydroxy-2,4,6-trinitrophenol (2,4,6-trinitroresorcin; axit styphnic, TNR) dạng tinh thể có độ sạch pA; H_2O_2 (nồng độ dung dịch gốc 30% (w/v), $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Merck) dạng tinh thể; các dung môi: axetonitryl, etanol, metanol, hexan có độ sạch dùng cho phân tích HPLC và một số hóa chất khác như HNO_3 , H_2SO_4 , NaOH, EDTA, NaCl đều có độ sạch dùng cho phân tích và nguồn cung cấp các hóa chất là hãng Merck - Đức.

2.3. Phương pháp nghiên cứu

2.3.1. Phương pháp chuẩn bị dung dịch nghiên cứu

Dung dịch dùng để khảo sát các phản ứng trong các hệ AO của NPs được chuẩn bị trên cơ sở sử dụng hóa chất đã nêu trong mục 2.2.2. Thành phần của

dung dịch Fenton: $1,75 \cdot 10^{-4} \text{M Fe}^{2+} + 1,75 \cdot 10^{-3} \text{M H}_2\text{O}_2$, pH=3.

Dung dịch điện ly dùng trong nghiên cứu các hệ oxi hóa điện hóa của NPs đều được bổ sung chất phụ gia NaCl với hàm lượng 3g/l, pH=3. Khi nghiên cứu các hệ có H_2O_2 thì dung dịch được bổ sung thêm từ $0,8 \times 10^{-3}$ đến $3,5 \times 10^{-3} \text{M H}_2\text{O}_2$.

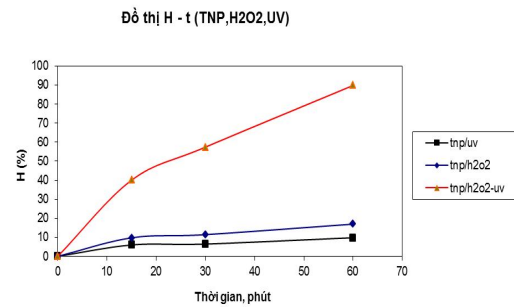
2.3.2. Phương pháp phân tích xác định hàm lượng và độ chuyển hóa NPs

Nồng độ các hợp chất NPs (C_{NPs}) trong các mẫu thí nghiệm được xác định bằng phương pháp sắc ký lỏng hiệu năng cao (HPLC) trên thiết bị Agilent 1100 (Mỹ) với detector chuỗi (DAD) và sử dụng phương pháp đường chuẩn. Điều kiện đo: cột Hypersil C18 (200x 4mm), hỗn hợp pha động: axetonitril/nước = 67/33 (theo thể tích), tốc độ dòng 0,6 ml/phút; áp suất 280 bar; tín hiệu đo (λ , nm) : NP (315), DNP(365), TNP(360) và TNR (420). Độ chuyển hóa (H, %) của NPs được xác định bằng công thức $H(\%) = [(C_{\text{NP0}} - C_t) / C_{\text{NP0}}] \times 100$.

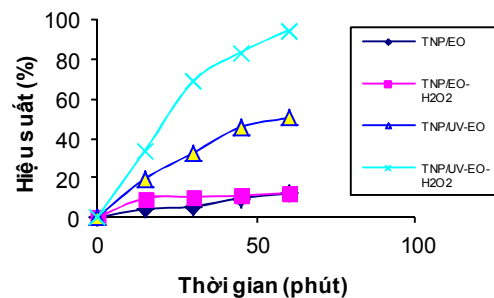
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Trên hình 1 dẫn các đường cong biểu diễn kết quả xác định sự biến đổi độ chuyển hóa (H,%) của một trong các hợp chất nitrophenol điển hình là TNP theo thời gian phản ứng trong hệ oxi hóa chỉ có một tác nhân quang hóa (TNP/UV), hoặc một tác nhân oxi hóa là H_2O_2 (hệ TNP/ H_2O_2) và hệ AO dựa trên cơ sở gốc $\cdot\text{OH}$ được tạo ra từ hiệu ứng UV- H_2O_2 (NPs/UV- H_2O_2). Kết quả khảo sát sự chuyển hóa NPs trong các

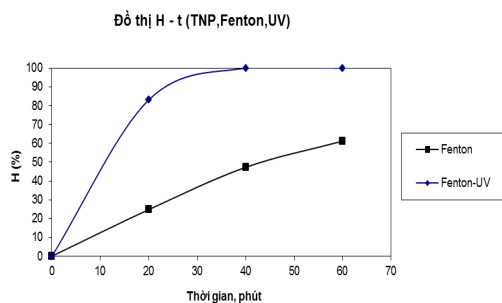
hệ điện hóa ở điều kiện thông thường (NPs/EO), hay được bổ sung thêm H_2O_2 (NPs/EO- H_2O_2), hoặc bổ sung UV để tạo hiệu ứng UV- H_2O_2 như NPs/EO-UV, NPs/EO- H_2O_2 -UV được dẫn trên hình 2; còn trên hình 3 dẫn kết quả xác định hiệu quả chuyển hóa NPs bằng các hệ Fenton thông thường (NPs/Fenton) và quang Fenton (NPs/UV-Fenton).



Hình 1. Sự biến đổi độ chuyển hóa (H,%) TNP theo thời gian phản ứng trong các hệ TNP/UV, TNP/ H_2O_2) và TNP/UV- H_2O_2 , pH3, $t = 30^\circ \text{C}$, $C_{\text{H}_2\text{O}_2} = 1,75 \cdot 10^{-3} \text{M}$, $\lambda = 254 \text{nm}$; $I_{\text{UV}} = 1175 \text{lux}$, $C_{\text{TNP}} = 49,03 \text{mg/l}$



Hình 2. Sự biến đổi độ chuyển hóa (H,%) TNP theo thời gian phản ứng (t) trong các hệ TNP/EO, TNP/EO- H_2O_2 , TNP/EO-UV, TNP/EO-UV- H_2O_2 , pH=3; $t = 30^\circ \text{C}$, $C_{\text{H}_2\text{O}_2} = 1,75 \cdot 10^{-3} \text{M}$, $\lambda = 254 \text{nm}$; $I_{\text{UV}} = 1175 \text{lux}$, $I_d = 1,0 \text{A/dm}^2$, $C_{\text{TNP}} = 49,03 \text{mg/l}$



Hình 3. Sự biến đổi độ chuyển hóa ($H, \%$) TNP theo thời gian phản ứng (t) trong các hệ TNP/Fenton và TNP/UV-Fenton ($1,75 \cdot 10^{-4} M Fe^{2+} + 1,75 \cdot 10^{-3} M H_2O_2$, $\lambda = 254 nm$; $I_{UV} = 1175 lux$, $pH = 3$; $t = 30^\circ C$, $C_{TNP} = 147,03 mg/l$)

Từ các kết quả dẫn trên hình 1 có thể rút ra nhận xét là độ chuyển hóa NPs trong các hệ chỉ có một tác nhân quang hóa (thí dụ, hệ TNP/UV) luôn thấp hơn so với hệ có một tác nhân oxi hóa thông thường (thí dụ TNP/ H_2O_2) và càng thấp hơn so với hệ AO có sử dụng tác nhân $\cdot OH$ sinh ra từ hiệu ứng UV- H_2O_2 (hệ TNP/UV- H_2O_2). Trong các hệ điện hóa (EO) thì độ chuyển hóa TNP cũng thay đổi theo quy luật tăng dần theo dãy: TNP/EO < TNP/EO- H_2O_2 < TNP/EO-UV < TNP/EO-UV- H_2O_2 . (hình 2). Điều đó có nghĩa là hiệu quả chuyển hóa NPs của các hệ AO điện hóa có sử dụng hiệu

ứng UV- H_2O_2 như TNP/EO-UV, TNP/EO-UV- H_2O_2 luôn cao hơn so với các hệ AO điện hóa không có khả năng tạo hiệu ứng này.

Trong các hệ Fenton thì độ chuyển hóa của TNP trong hệ Fenton thông thường (TNP/Fenton) cũng thấp hơn so với hệ có hiệu ứng quang Fenton (TNP/UV-Fenton) (xem hình 3).

Sự biến đổi độ chuyển hóa của các hợp chất NPs khác như NP, DNP, TNR theo thời gian phản ứng trong các hệ oxi hóa và oxi hóa nâng cao đã nêu trên cũng tuân theo quy luật tương tự như với TNP [13].

Ngoài thời gian phản ứng, đã khảo sát ảnh hưởng của một số yếu tố khác như nồng độ H_2O_2 , nhiệt độ, pH môi trường,...tới hiệu quả chuyển hóa TNP. Kết quả khảo sát cho thấy trong hệ TNP/ H_2O_2 khi tăng nồng độ H_2O_2 từ 27,2 mg/l lên 119 mg/l (tức tăng hơn 4 lần) thì H_{TNP} tăng 2-3 lần. Đối với các hợp chất NPs khác cũng nhận thấy hiện tượng tương tự (bảng 3.1). Hiện tượng tăng tốc độ và hiệu quả chuyển hóa các chất hữu cơ khi bổ sung thêm H_2O_2 vào các hệ điện hóa cũng đã được một số tác giả khác phát hiện [14,15].

Bảng 1. Ảnh hưởng của hàm lượng H_2O_2 tới tốc độ chuyển hóa trung bình NPs (V_{NPs} mg/l.ph) trong hệ NPs/UV- H_2O_2 ($pH = 3$) (tính tại thời điểm 15 phút sau khi bắt đầu phản ứng), $C_{NP} = 40,77 mg/l$; $C_{DNP} = 48,13 mg/l$, $C_{TNP} = 49,03 mg/l$; $C_{TNR} = 66,34 mg/l$; $pH = 3$, $t = 30^\circ C$

$C_{H_2O_2}$, M	V_{NP} , mg/l.ph	V_{DNP} , mg/l.ph	V_{TNP} , mg/l.ph	V_{TNR} , mg/l.ph
$0,8 \cdot 10^{-3}$	1,08	1,03	0,86	1,86
$1,75 \cdot 10^{-3}$	1,42	1,40	1,23	2,35
$3,5 \cdot 10^{-3}$	2,26	2,60	2,6	3,70

Quy luật biến đổi này cũng phù hợp với kết quả thu được của các tác giả [7]. Nguyên nhân sự khác nhau về hiệu quả chuyển hóa NPs trong các hệ oxi hóa có và không dựa trên cơ sở hiệu ứng UV/H₂O₂, thí dụ, hệ NPs/UV, NPs/H₂O₂ và NPs/ UV-H₂O₂ (Hình 3.1) có thể được lý giải như sau:

Trong hệ chỉ có tác nhân quang hóa (hệ NPs/UV) thì NPs bị chuyển hóa chủ yếu dưới tác động quang phân trực tiếp của bức xạ UV, nhưng vì hiệu suất lượng tử của quá trình này không cao [16] nên tốc độ và độ chuyển hóa NPs rất thấp. Khi dung dịch NPs được bổ sung H₂O₂ (thí dụ, hệ NPs/H₂O₂) thì H_{NPs} tăng lên vì đã có H₂O₂ cũng là một chất oxi hóa mạnh tham gia vào phản ứng oxi hóa NPs nhất là khi nồng độ của nó trong các dung dịch được khảo sát thường là cao (10⁻³ M).

Trong hệ có sự kết hợp giữa tác nhân oxi hóa là H₂O₂ với UV (thí dụ như NPs/UV-H₂O₂) thì đã có điều kiện để xảy ra phản ứng quang phân trực tiếp H₂O₂ (tức hiệu ứng UV-H₂O₂)[17] để tạo ra gốc $\cdot\text{OH}$. Chính nhờ khả năng oxi hóa của gốc $\cdot\text{OH}$ cao hơn nhiều so với H₂O₂ ($E_{\text{ox}(\cdot\text{OH})}=2,8 \text{ V}$) > $E_{\text{ox}(\text{H}_2\text{O}_2)}=1,78 \text{ V}$ [18], nên hiệu quả chuyển hóa NPs trong hệ NPs/UV-H₂O₂ lớn hơn đáng kể so với hệ NPs/H₂O₂. Như vậy $\cdot\text{OH}$ vẫn luôn là tác nhân oxi hóa có tác động mạnh nhất đến tốc độ và độ chuyển hóa NPs trong các hệ oxi hóa đã khảo sát của NPs. Chính hiệu ứng UV- H₂O₂ đã

góp phần làm tăng lượng $\cdot\text{OH}$ tham gia vào phản ứng oxi hóa NPs. Ngoài ra, trong các hệ phản ứng dựa trên cơ sở hiệu ứng này thì ngoài tác động mạnh của sản phẩm hiệu ứng là $\cdot\text{OH}$ cần tính đến cả tác động quang phân trực tiếp và đồng thời của chính tác nhân quang hóa UV mặc dù hiệu suất quá trình này không cao [16]. Như vậy có thể nói hiệu ứng UV-H₂O₂ có khả năng đã tạo ra tác động kép (tác động đồng thời của cả $\cdot\text{OH}$ và UV) tới sự chuyển hóa NPs cũng như các hợp chất hữu cơ khác nên ảnh hưởng của hiệu ứng này luôn lớn hơn so với ảnh hưởng của riêng H₂O₂ hoặc UV hoặc riêng $\cdot\text{OH}$.

Đây chính là nguyên nhân vì sao H_{NPs} trong các hệ AO điện hóa (EO) có điều kiện tạo ra hiệu ứng UV-H₂O₂ (hình 2) luôn lớn hơn so với các hệ EO không có điều kiện tạo ra hiệu ứng đó (hình 3.2). Thí dụ, H_{NPs} của hệ NPs/EO-UV và đặc biệt là hệ NPs/EO-UV-H₂O₂ luôn lớn hơn H_{NPs} của hệ NPs/EO và cả hệ có trong thành phần tới hai tác nhân oxi hóa nhưng không có UV như NPs/EO-H₂O₂.

Ở đây cần lưu ý đến hiện tượng H_{NPs} của hệ NPs/EO-UV cao hơn H_{NPs} của hệ NPs/EO-H₂O₂. Nguyên nhân hiện tượng này có thể liên hệ với sự có mặt của hiệu ứng UV-H₂O₂ trong hệ NPs/EO-UV. Trong hệ này ở trên anot sẽ xảy ra sự oxi hóa nước tạo ra phân tử oxi và chính oxi phân tử này bị khử trên catot để tạo ra H₂O₂ [3]. Ở điều kiện có

tác động của bức xạ UV thì sẽ xảy ra hiệu ứng UV-H₂O₂ và sản phẩm của nó là $\cdot\text{OH}$ sẽ tham gia vào phản ứng oxi hóa NPs. Đối với hệ NPs/EO-H₂O₂ thì dù trong dung dịch đã có mặt H₂O₂ nhưng vì không có mặt UV nên đã không xảy ra hiệu ứng này. Tuy nhiên hiệu quả chuyển hóa NPs của hệ NPs/EO-UV vẫn thấp hơn so với hệ NPs/EO-UV-H₂O₂ bởi hàm lượng $\cdot\text{OH}$ được sinh ra trong hệ NPs/EO-UV vẫn thấp hơn đáng kể so với hàm lượng $\cdot\text{OH}$ sinh ra trong hệ NPs/EO-UV-H₂O₂. Hiện tượng tương tự cũng đã được phát hiện với hệ oxi hóa điện hóa các hợp chất nitramin [20].

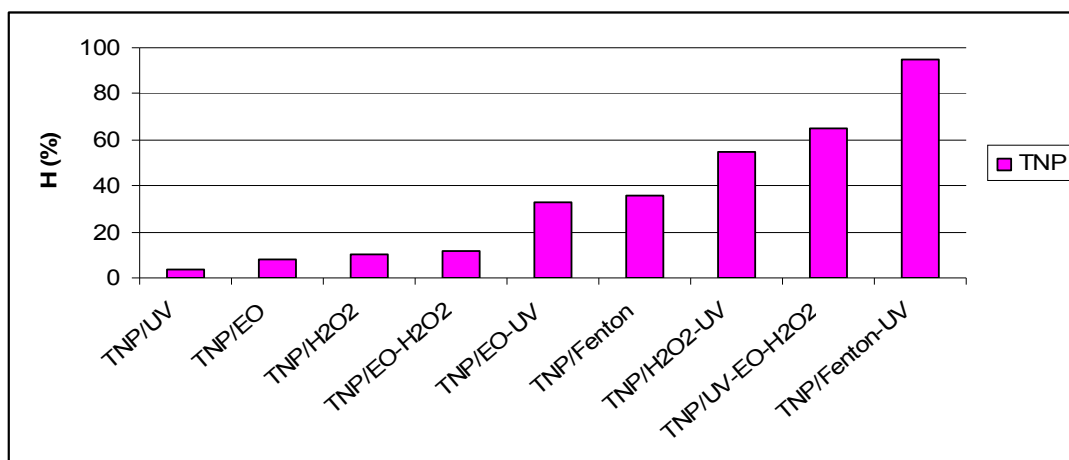
Sự khác nhau về hiệu quả chuyển hóa NPs trong hệ NPs/Fenton và NPs/UV-Fenton (hình 3) có thể lý giải như sau:

Trong hệ NPs/Fenton thì NPs bị phân hủy chủ yếu bằng gốc $\cdot\text{OH}$ sinh ra từ phản ứng giữa H₂O₂ và Fe²⁺. Tuy nhiên, trong quá trình phản ứng hàm lượng chất xúc tác Fe²⁺ và hàm lượng $\cdot\text{OH}$ bị giảm dần cho nên tốc độ phân hủy NPs không giữ được ổn định và bị giảm dần theo thời gian [3]. Hiện tượng này sẽ được khắc phục khi sử dụng hiệu ứng quang Fenton (hệ NPs/UV-Fenton). Trong hệ này thì $\cdot\text{OH}$ được tạo ra đồng thời từ hai phản ứng: phản ứng Fenton thông thường và phản ứng quang phân phức Fe³⁺ bằng UV ở môi trường có pH < 4 [3]. Nhờ các phản ứng này ta vừa

có thêm lượng $\cdot\text{OH}$ tham gia vào phản ứng, vừa liên tục tái sinh được chất xúc tác Fe²⁺. Do phức $[\text{Fe}^{3+}(\text{OH})]^{2+}$ có khả năng hấp thụ photon mạnh hơn nhiều so với H₂O₂ ở vùng bước sóng $\lambda = 254 \text{ nm}$ cho nên phản ứng quang phân phức Fe³⁺ có tác động lớn hơn nhiều so với phản ứng quang phân H₂O₂ trong việc tạo ra gốc $\cdot\text{OH}$. Đây cũng chính là nguyên nhân hiện tượng H_{NPs} của hệ NPs/UV-Fenton lớn hơn so với H_{NPs} của hệ NPs/Fenton, NPs/UV-H₂O₂ và cả hệ NPs/EO-UV-H₂O₂.

Nguyên nhân sự giảm H_{NPs} theo sự tăng nhóm -NO₂ trong phân tử của NPs có thể liên hệ với ảnh hưởng của các nhóm phản hoạt hóa (-NO₂) và các nhóm hoạt hóa (-OH) [7]. Khi số lượng nhóm thế phản hoạt hóa -NO₂ trong phân tử NPs tăng thì H_{NPs} của nó giảm; ngược lại, khi số lượng nhóm -OH (nhóm thế hoạt hóa) tăng thì H_{NPs} cũng tăng. Đây là nguyên nhân vì sao hiệu quả phân hủy TNR luôn lớn hơn TNP mặc dù 2 hợp chất này cùng có số nhóm -NO₂ bằng nhau (3 nhóm) bởi chỉ có TNR có nhóm -OH trong phân tử còn TNP thì không.

Trên hình 4 dẫn kết quả xác định độ chuyển hóa TNP (tính tại thời điểm sau 30 phút phản ứng) bằng các hệ oxi hóa và oxi hóa nâng cao khác nhau.



Hình 4. So sánh độ chuyển hóa NPs bằng các hệ AO khác nhau

Từ hình 4 ta nhận thấy hiệu quả chuyển hóa NPs giảm dần theo dãy sau:

TNP/UV-Fenton > TNP/EO-UV-H₂O₂ > TNP/UV-H₂O₂ > TNP/Fenton > TNP/EO-UV > TNP/EO-H₂O₂ > TNP/H₂O₂ > TNP/EO, TNP/UV

Như vậy các hệ phản ứng oxi hóa nâng cao dựa trên hiệu ứng UV-H₂O₂ và đặc biệt là hiệu ứng quang Fenton đều cho phép phân hủy và chuyển hóa nhanh các hợp chất NPs. Chính vì lý do đó các hệ UV-Fenton, EO-UV-H₂O₂ và UV-H₂O₂ là những hệ AO có khả năng ứng dụng thích hợp nhất cho mục tiêu xử lý khử độc cho môi trường nước và nước thải ở các cơ sở sản xuất quốc phòng bị nhiễm các hợp chất NPs độc hại.

4. KẾT LUẬN

Từ các kết quả thu được có thể rút ra kết luận chính sau:

Hiệu quả chuyển hóa các hợp chất nitrophenol NPs trong các hệ oxi hóa nâng cao dựa trên cơ sở hiệu ứng UV-H₂O₂ luôn lớn hơn so với các hệ oxi hóa

thông thường hoặc hệ AO không đủ điều kiện tạo ra hiệu ứng đó. Nguyên nhân là do hiệu ứng UV-H₂O₂ có thể gây tác động kép (tác động của sản phẩm phản ứng quang phân H₂O₂ là [•]OH và tác động của chính UV) tới sự phân hủy và chuyển hóa NPs. Trong các hệ Fenton thì hệ NPs/UV-Fenton là cho hiệu quả chuyển hóa NPs cao do tạo ra được tác động của hiệu ứng quang Fenton : tác động của [•]OH (sinh ra từ phản ứng Fenton) và tác động của UV tới quá trình tái sinh liên tục chất xúc tác Fe²⁺ để đảm bảo luôn có lượng lớn [•]OH tham gia vào phản ứng oxi hóa NPs. Trên cơ sở kết quả nghiên cứu đã xác định được rằng để xử lý sự ô nhiễm các hợp chất NPs trong môi trường nước thải bị nhiễm các hợp chất NPs của các cơ sở sản xuất vật liệu nhạy nổ như chì styphnat hay diazodinitrophenol có thể áp dụng các hệ AO dựa trên cơ sở hiệu ứng UV-H₂O₂ và đặc biệt là hiệu ứng quang Fenton.

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ phát triển khoa học và công nghệ quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 104.07-2014.25.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Choi HJ, Kim D, Lee TJ (2013). Photochemical degradation of atrazine in UV and UV/H₂O₂ process: pathways and toxic effects of products. *J Environ Sci Health B*; 48(11):927-34.
2. Guo HG, Gao NY, Chu WH, Li L, Zhang YJ, Gu JS, Gu YL.(2013). Photochemical degradation of ciprofloxacin in UV and UV/H₂O₂ process: kinetics, parameters, and products. *Environ Sci Pollut Res Int* May ;20(5):3201-13.
3. Trần Mạnh Trí, Trần Mạnh Trung (2005). *Các quá trình oxi hóa nâng cao trong xử lý nước và nước thải, cơ sở khoa học và ứng dụng*. NXB KH&KT.
4. Sharma J, Mishra IM, Kumar V (2015). Degradation and mineralization of Bisphenol A (BPA) in aqueous solution using advanced oxidation processes: UV/H₂O₂ and UV/S₂O₈(2-) oxidation systems. *J Environ Manage*; Jun 1;156:266-75.
5. Anna Goi and Marina Trapido (2001). Comparison of advanced oxidation processes for destruction for 2,4-dinitrophenol. *Proc.Estonian Acad.Sci.Chem*, 50 (1), 5-7.
6. Meng-Wen Chang, Tai-Shang Chen, and Jia-Ming Chern (2008). Initial Degradation Rate of *p*-Nitrophenol in Aqueous Solution by Fenton Reaction. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47 (22), pp.8533-8541.
7. V.Kavitha, K. Palanivelu (2005). Degradation of nitrophenols by Fenton and photo-Fenton processes. *Journal of Photochemistry and Photobiology: Chemistry*, Vol .170, pp.83-95.
8. Do Ngoc Khue, Nguyen Van Chat, Do Binh Minh, Tran Dai Lam, Pham Hong Lan (2013). Degradation and mineralization of 2,4,6-trinitroresorcine in various photochemical systems. *Materials Science and Engineering C* 33, pp.1975-1982.
9. Do Ngoc Khue, Do Binh Minh, Tran Dai Lam, Tran Van Chung, Vu Duc Loi (2013). Application of chromatographic methods for kinetic study and decomposition efficiency evaluation of some nitrophenol and nitramin explosives using advanced oxidation processes. *Conference Proceeding . The 3rd analytica Vietnam Conference*, pp.133-140.
10. Đỗ Bình Minh, Vũ Quang Bách, Đỗ Ngọc Khuê , Trần Văn Chung (2010). Nghiên cứu đặc điểm quá trình phân hủy điện hóa trinitrophenol trong hệ điện phân sử dụng điện cực trơ trên nền hỗn hợp

- các oxit kim loại. *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, T.15, tr.198-204 (ISSN -0868-3224).
11. Đỗ Bình Minh, Đỗ Ngọc Khuê, Phạm Thanh Dũng, Vũ Đức Lợi (2012). Nghiên cứu khả năng phân hủy các hợp chất nitrophenol nhiễm trong nước bằng một số tác nhân oxy hóa. *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, T.17, Số 4, 49-54.
 12. Đỗ Bình Minh, Đỗ Ngọc Khuê, Trần Văn Chung, Phạm Thanh Dũng, Vũ Đức Lợi (2012). Đặc điểm động học phản ứng oxy hóa phân hủy 3-hydroxy-2,4,6-trinitrophenol và một số hợp chất nitrophenol khác bằng tác nhân Fenton. *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, T.17, Số 4, 27-32.
 13. Đỗ Bình Minh (2015). *Nghiên cứu quá trình chuyển hóa trong môi trường nước của các hợp chất nitrophenol trong một số hệ oxy hóa nâng cao kết hợp bức xạ UV*. Luận án TS Hóa học, Viện KH-CNQS, Hà Nội.
 14. Lin, Sheng H., Shyu, Ching T., Sun, Mei C (1998). Saline wastewater treatment by electrochemical method. *Water Research.*, Vol.32 (4), pp.1059 - 1066.
 15. Leu, Horng G., Sheng, H., and Lin, Tze M (1998). Enhanced electrochemical oxidation of anionic surfactants. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazardous substances and environmental engineering*. 33 (44), 681-699.
 16. Calvert, J.G, and Pitts, Jr., J.N (1966), *Photochemistry*, Wiley, New York.
 17. Ruppert, G., Bauer, R., and Heisler, G.J (1993). The Photo Fenton reaction- and effective photochemical wastewater treatment process. *J. Photochem. Photobiol. A: Chemistry*, 73, 75-78.
 18. Zhou, H. and Smith, DW (2002). Advanced technologies in water and wastewater treatment. *J. Environ. Eng, Sci.* 1, pp.247-264.
 19. Comminellis, C.H., Pulgarin, C (1991). Anodic oxidation of phenol for Wastewater treatment. *J. Appl. Electrochem.* 21, pp.703- 708.
 20. Vũ Quang Bách, Đỗ Ngọc Khuê, Đỗ Bình Minh (2014). Nghiên cứu đặc điểm quá trình phân hủy điện hóa một số hợp chất dễ nổ nhóm nitramin trong điều kiện có bức xạ UV. *Tạp chí Hóa học*, T.52(6B), 225-228.