

ỨNG DỤNG QUÁ TRÌNH THIẾU KHÍ TỪNG MỀ ĐỂ XỬ LÝ OXIT NITƠ NỒNG ĐỘ CAO TRONG NƯỚC RÁC CŨ

Lê Quang Huy, Nguyễn Phước Dân, Nguyễn Thanh Phong

Trường Đại học Bách khoa, ĐHQG-HCM

(Bài nhận ngày 13 tháng 11 năm 2008, hoàn chỉnh sửa chữa ngày 27 tháng 02 năm 2009)

TÓM TẮT: Mô hình thiếu khí sinh học từng mẻ (*Anoxic sequencing batch reactor – ASBR*) được áp dụng nhằm xử lý TNOx (các oxide nitơ gồm nitrit và nitrat) trong nước rỉ rác của bãi rác cũ với nồng độ TNOx khoảng 1000mg/L bằng biện pháp sinh học thiếu khí (*anoxic*). Hiệu quả khử nitơ qua cơ chế khử nitrit lại cho hiệu quả cao khi bổ sung đủ nguồn C cho quá trình. Tỷ lệ COD bổ sung : N-NO₂ thích hợp là 1,5:1 và tỷ lệ COD khử:NO₂ khử là 2,2:1,0 trong đó 30% COD khử là COD sẵn có trong nước thải. Hiệu quả khử nitrit có thể đạt đến 95% với tải trọng nitơ đạt 0,115kgN-NO₂khử/m³.ngày hay 0,015gN-NO₂khử/gMLSS.ngày. Với kết quả này đem lại hiệu quả khử nitơ ammonia của cả quá trình xử lý sinh học đạt khoảng 80-85%.

Từ khóa: mô hình thiếu khí từng mẻ, quá trình *anammox*, quá trình nitrat hóa bán phần, hiệu quả khử tổng nitơ

1.TỔNG QUAN

1.1.Giới thiệu

Nước rỉ từ bãi rác cũ thông thường có nồng độ ammonia rất cao. Hàm lượng nitơ cao là chất dinh dưỡng kích thích sự phát triển của rong rêu, tảo, v.v... gây ra hiện tượng phú dưỡng hóa làm bẩn trở lại nguồn nước, gây thiếu hụt oxy hòa tan (DO) trong nước. NH₃ cao còn độc đối với thủy sinh. Vì vậy, xử lý nitơ trong nước rác là vấn đề cần quan tâm. Nước rỉ rác của bãi rác Đông Thạnh có nồng độ ammonia-N dao động trong khoảng 700 – 1250 mg/l, hàm lượng N hữu cơ thấp (90-150 mg/L) ([2]). Do quá trình phân hủy hợp chất hữu cơ chứa nitơ (protein, urê), nitơ trong nước rác tồn tại chủ yếu dưới dạng ammonia (NH₄⁺ hay NH₃). Như vậy, vấn đề khử nitơ đặt ra ở đây cũng chính là khử ammonia. Hiện tại có rất nhiều công nghệ xử lý ammonia như tách khí, trao đổi ion, sinh học, lọc màng, v.v...trong đó phương pháp sinh học được ưa chuộng nhất do chi phí vận hành và quản lý thấp.

Khử nitơ sinh học thông thường thông qua hai quá trình (i) Nitrat hoá và (ii) khử nitrat. Quá trình nitrat hóa là quá trình oxy hóa hợp chất chứa nitơ, đầu tiên là ammonia được chuyển thành nitrit sau đó nitrit được oxy hóa thành nitrat. Quá trình nitrat hóa diễn ra theo 2 bước liên quan đến 2 chủng loại vi khuẩn tự dưỡng *Nitrosomonas* và *Nitrobacter*.

Khử nitrat, bước thứ hai theo sau quá trình nitrat hóa, là quá trình khử nitrat thành khí nitơ, khí N₂O hoặc NO được thực hiện trong môi trường thiếu khí và đòi hỏi một chất cho electron là chất hữu cơ hoặc vô cơ. Một số loài vi khuẩn khử nitrat được biết như: *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Methanomonas*, *Paracoccus*, *Spirillum*, và *Thiobacillus*, *Achromobacterium*, *Denitrobacillus*, *Micrococcus*, *Xanthomonas* [6]. Hầu hết vi khuẩn khử nitrat là dị dưỡng, nghĩa là chúng lấy carbon cho quá trình tổng hợp tế bào từ các hợp chất hữu cơ. Bên cạnh đó, vẫn có một số loài tự dưỡng, chúng nhận carbon cho tổng hợp tế bào từ các hợp chất vô cơ. Quá trình khử nitrat đòi hỏi phải cung cấp nguồn carbon. Điều này có thể thực hiện bằng một trong ba cách sau đây:

- Cấp nguồn carbon từ bên ngoài như methanol, nước thải đô thị hoặc acetat.

- Sử dụng BOD của chính nước thải làm nguồn carbon, thực hiện bằng cách tuần hoàn lại phần lớn nước sau khi đã nitrat hóa đến vùng thiếu khí ở đầu công trình; hoặc dẫn một phần nước thải thô đầu vào hay đầu ra sau xử lý sơ bộ vào vùng chứa nitrat.

- Sử dụng nguồn carbon của chính tế bào do quá trình hô hấp nội sinh.

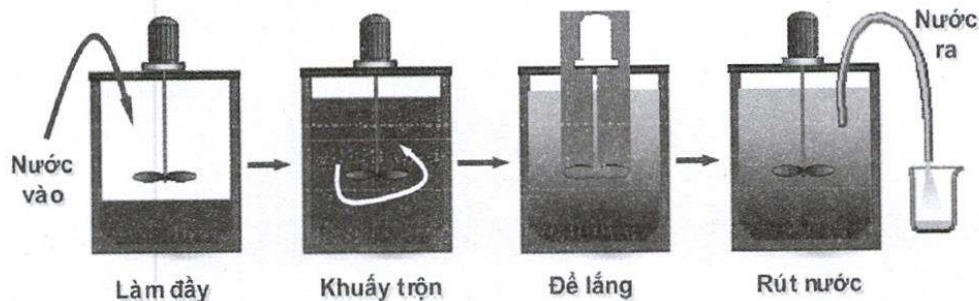
Tốc độ khử nitrat ở pH 6 và 8 bằng một nửa ở pH 7 cho cùng một mẻ nuôi cấy [6]. Tốc độ khử nitrat không bị ảnh hưởng khi pH từ 7- 8; đối với pH từ 8-9,5 và từ 7- 4 thì tốc độ khử nitrat hóa giảm tuyến tính [7]. Ở điều kiện pH trung hòa, quá trình chuyển đổi N_2O thành khí nitơ chiếm ưu thế. Chất hữu cơ hòa tan, phân hủy sinh học nhanh thúc đẩy tốc độ khử nitrat hóa nhanh nhất. Mặc dù methanol được sử dụng phổ biến, nhưng Trivedi và cộng sự [9] tìm thấy 22- 30 loại nước thải công nghiệp như chất thải bia và cồn rượu thúc đẩy tốc độ khử nitrat hóa nhanh hơn metan. Nước rỉ rác qua quá trình nitrat hoá có hàm lượng TNOx cao trên 500 mg/l N. Việc cân nhắc tìm nguồn carbon bên ngoài cho quá trình khử nitrat nước rỉ có hàm lượng TNOx cao nhằm giảm thiểu chi phí hoá chất là cần thiết cho các trạm xử lý nước rỉ hiện nay. Mục tiêu nghiên cứu này là ứng dụng sinh học thiếu khí cùng với sử dụng các nguồn carbon khác nhau để khử TNOx của nước rỉ rác.

1.2. Mô hình và phương pháp nghiên cứu

Mô hình thiếu khí khử nitrit hoạt động theo mẻ

Mô hình thiếu khí khử nitrit hoạt động theo mẻ có tiết diện ngang hình tròn, đường kính $D=0,3m$ làm bằng plastic có nắp đậy; thể tích thực 15L, thể tích hoạt động 10L

Mô hình được xáo trộn bằng một motor khuấy điều chỉnh tốc độ, cánh khuấy dạng tấm bản.



Hình 1. Mô hình thiếu khí khử nitrit

Bùn hoạt tính sử dụng trong nghiên cứu

Bùn hoạt tính dùng cho mô hình thiếu khí khử nitrit được lấy từ bể tiền khử nitơ của hệ thống xử lý nước rỉ rác hiện hữu của bãi rác Gò Cát, bùn lấy về được lọc loại bỏ cặn bản, để lắng và đưa vào nuôi cấy thích nghi trong mô hình nói trên với các điều kiện vận hành khác nhau.

Giai đoạn khởi động thích nghi

Nuôi cấy thích nghi hai mô hình bể sinh học màng (*Membrane BioReactor – MBR*) nitrat hóa bán phần và mô hình thiếu khí khử nitrit nối tiếp với nhau, nước sau mô hình MBR nitrat hóa bán phần sẽ đưa vào mô hình thiếu khí khử nitrit để chạy thích nghi.

2.KẾT QUẢ VÀ NHẬN XÉT

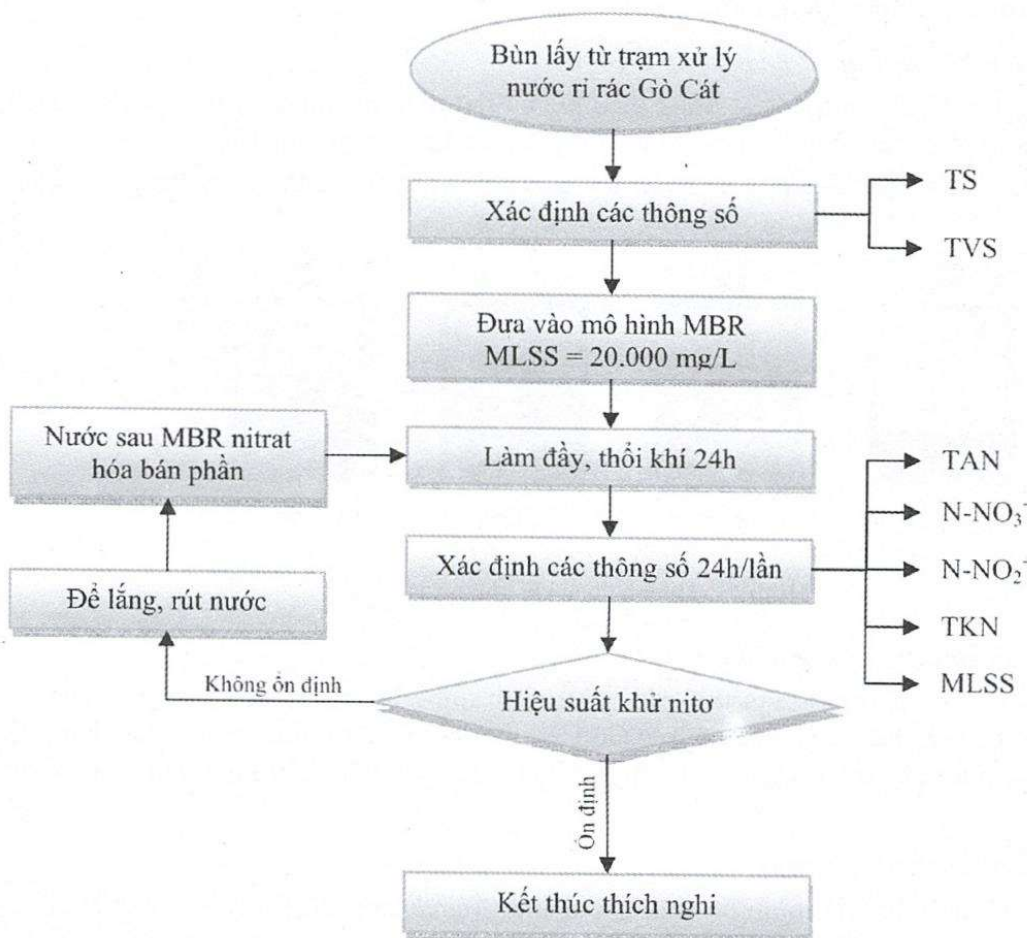
2.1.Khử nitơ bằng mô hình thiếu khí không bổ sung C

a. *Khử nitơ với tỉ lệ N-NO₂:TAN ≈ 1:1 (TAN – Total Ammonia Nitrogen - Tổng ammonia trong dung dịch gồm khí NH₃ và ion NH₄⁺)*

Kết quả thí nghiệm sau hai tháng vận hành mô hình ASBR với tỉ lệ N-NO₂:TAN đầu vào là 1:1 được thể hiện trong bảng 1.

Bảng 1. Kết quả khảo sát giá trị trung bình của các thông số của mô hình ASBR với tỉ lệ N-NO₂:TAN đầu vào là 1:1

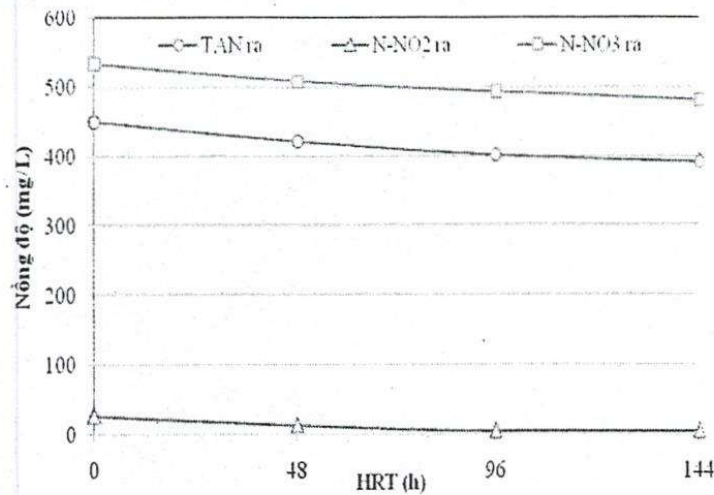
Thông số	TN _{vào} , mg/L	TN _{ra} , mg/L	COD _{vào} , mg/L	COD _{ra} , mg/L
Giá trị	950 ± 44	832 ± 31	2.604 ± 9	2.206 ± 40



Hình 2. Sơ đồ thích nghi đối với mô hình thiếu khí khử nitrit

Bảng 1 trên cho thấy tổng nitơ sau xử lý vẫn còn cao, trên 800 mg/L ở HRT 6 ngày. Hiệu suất khử tổng nitơ (Total nitrogen – TN) chỉ khoảng từ 10 đến 13%. COD sau khi qua mô hình oxit sinh học màng từng mẻ (Oxic Membrane BioReactor – OMBR) đến mô hình ASBR vẫn

tiếp tục giảm từ 13 đến 16%. COD còn lại sau mô hình ASBR khoảng 2.000mg/L, chủ yếu là COD không phân hủy sinh học.



Hình 3. Kết quả khảo sát sự biến thiên các thành phần nitơ của mô hình ASBR với tỷ lệ $N-NO_2:TAN \cong 1:1$ và không bổ sung C

Hình 3 cho thấy sau 6 ngày, nitơ ammonia giảm 13% và nitơ nitrit giảm 10%. Riêng lượng nitrat, sau 4 ngày đã giảm một lượng tương đương lượng giảm ở $HRT = 6$ ngày. Điều này chứng tỏ vi khuẩn dị dưỡng khử nitrat hiện diện.

TAN và $N-NO_2$ có lượng giảm theo tỷ lệ gần 1:1, nhưng hiệu suất khá thấp, trong đó ammonia giảm có phần nhiều hơn nitrit. Như vậy quá trình khử nitơ trong mô hình thiếu khí có thể xảy theo các cơ chế đồng thời sau:

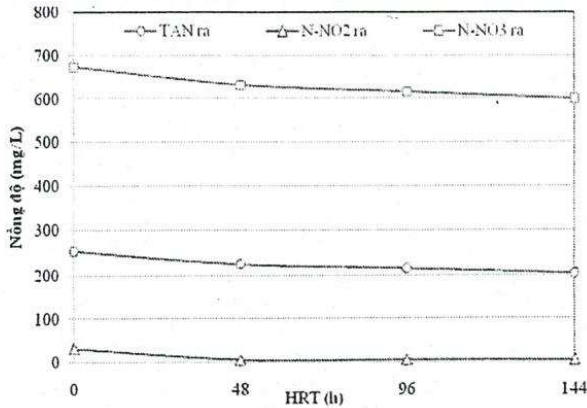
- Quá trình *anammox* có thể xảy ra do nitơ ammonia và nitơ nitrit giảm lượng tương đương nhau theo tỷ lệ 1:1. Mặt khác trong quá trình phản ứng pH có biểu hiện tăng đến gần 1 đơn vị (từ 8,2 tăng lên 8,9), tương tự như hiện tượng ghi nhận được của Luiza Gut và Ur-Rahman [5], [7] trong quá trình nghiên cứu về quá trình Anammox. Tuy nhiên hiệu suất xử lý của quá trình chưa cao là do sinh khối vi khuẩn anammox trong mô hình không đủ lớn để khử một lượng nitơ với nồng độ cao như đầu vào của mô hình.

- Quá trình khử nitrat do vi khuẩn dị dưỡng khử nitrat ($3C + 2H_2O + CO_2 + 4NO_2^- \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^-$) với nguồn C sẵn có của nước thải. Lượng nitrit giảm chậm có thể do không có đủ nguồn carbon cần thiết cho vi khuẩn dị dưỡng vì nước thải gần như đã hết khả năng phân hủy sinh học.

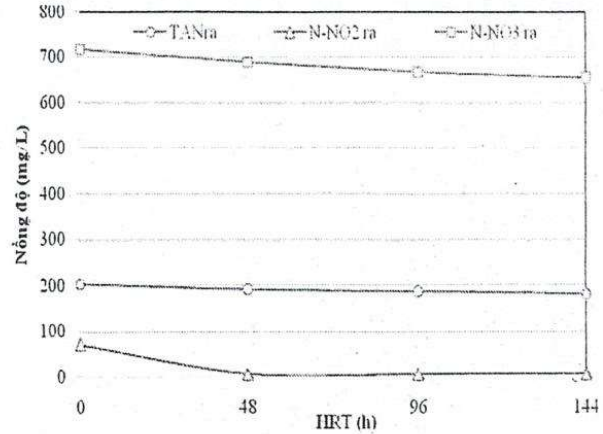
- Một lượng ammonia giảm theo thời gian là do hiện tượng tách khí ammoniac trong điều kiện nhiệt độ (cao hơn $25^\circ C$) và pH thực nghiệm (pH lớn hơn 8).

b. Khử nitơ với các tỷ lệ $N-NO_2:TAN$ với các tỷ lệ khác

Với các kết quả ghi nhận từ những mẻ khảo sát trên cho thấy hiệu quả xử lý đối với các mẻ này là tương đương và tương tự như đã ghi nhận trong các mẻ có tỷ lệ $N-NO_2:TAN=1:1$. Hiệu suất khử TN qua các mẻ trung bình từ 14 đến 16%. Qua các mẻ phản ứng trên cho thấy không có khác biệt nhiều về hiệu suất khử nitơ do việc thay đổi tỷ lệ các thành phần nitơ đầu vào. pH của quá trình tăng lên đến 8,9 do độ kiềm sinh ra trong hoạt động của các vi sinh vật trong mô hình thiếu khí.



Hình 4. Khử nitơ theo thời gian tỷ lệ N-NO₂:TAN ≅ 2,7:1 không bổ sung C



Hình 5. Khử nitơ theo thời gian tỷ lệ N-NO₂:TAN ≅ 3,5:1 không bổ sung C

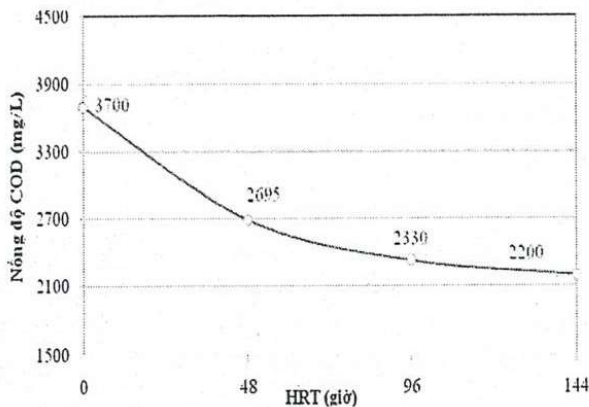
Bảng 2. Khử nitơ bằng mô hình thiếu khí thay đổi tỷ lệ N-NO₂:TAN và không bổ sung C

Tỷ lệ N-NO ₂ :TAN (mg/L:mg/L)	HRT (ngày)	Hiệu suất khử N-NH ₄ ⁺ (%)	Hiệu suất khử N-NO ₂ ⁻ (%)	Hiệu suất khử N-NO ₃ ⁻ (%)	Hiệu suất khử TN (%)
1 : 1 (460:430)	4	13	10	78	13
2,5:1 (680:260)	4	19	11	85	15,6
3,7:1 (720:190)	4	10	8,3	90	14,5

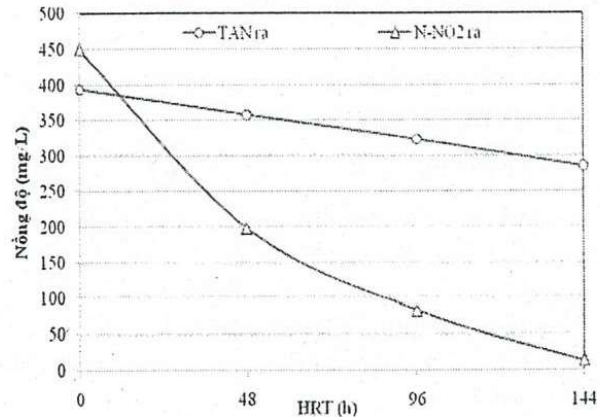
2.2. Khử nitơ bằng mô hình thiếu khí có bổ sung C

a. Khử nitơ với tỷ lệ N-NO₂:TAN ≅ 1:1 có bổ sung C

Tiến hành khảo sát khả năng khử nitơ của mô hình thiếu khí với tỷ lệ N-NO₂:TAN=1:1 và bổ sung C bằng cách pha đường cát trắng vào nước đầu vào thể hiện qua giá trị đo là COD, tỷ lệ COD bổ sung : TN = 1:1 để tìm hiểu cơ chế của quá trình khử nitơ theo cơ chế nào trong 3 cơ chế đã đề cập trong phần trên.



Hình 6. Khử nitơ tỷ lệ N-NO₂:TAN ≅ 1:1 bổ sung C tỷ lệ {COD bổ sung : TN} = {1:1}



Hình 7. Mô hình thiếu khí khử nitơ tỷ lệ N-NO₂:TAN ≅ 1:1 bổ sung C: {COD bổ sung: TN} = {1:1}

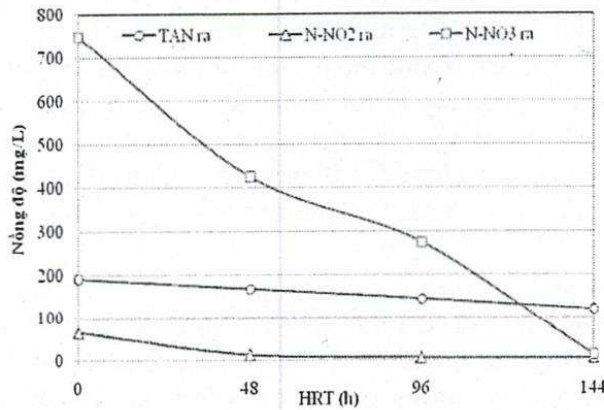
Từ biểu đồ trên cho thấy khi bổ sung nguồn C, tốc độ khử nitrit tăng nhanh và đạt hiệu quả gần như hoàn toàn (97%) với nồng độ đầu ra 14mg/L sau 6 ngày lưu nước. Trong khi đó ammonia cũng giảm một lượng nhiều hơn trong phản ứng trước đây khi không bổ sung C (27,4% so với 13%). Kết quả trên cũng chỉ ra hiệu quả khử nitrit đạt hiệu quả cao nhất khi thời gian lưu nước HRT 6 ngày. Đối với nitrat, hiệu quả khử $N-NO_3$ vẫn đạt hiệu quả như các mẻ khảo sát trước đây với đầu ra có nồng độ khoảng 6mg/L.

Qua 2 mẻ khảo sát với tỉ lệ $N-NO_2:TAN \cong 1:1$ có bổ sung C tỷ lệ COD bổ sung: $TN = 1:1$, tổng nitơ TN trong nước thải qua quá trình thiếu khí giảm khoảng 65%, chủ yếu còn lại là ammonia còn nitrit và nitrat hầu như được khử hoàn toàn với hiệu suất khử nitrit đạt trên 95% và hiệu suất khử nitrat đạt khoảng 87% sau 6 ngày lưu nước.

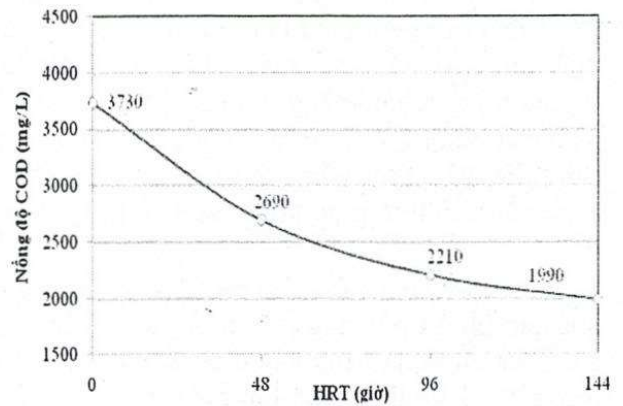
b. Khử nitrit với tỉ lệ $N-NO_2:TAN > 3$ có bổ sung C

**Mô hình thiếu khí khử nitrit với tỉ lệ $N-NO_2:TAN > 3$ và COD bổ sung: $TN = 1:1$*

So sánh 2 biểu đồ hình 7 và hình 9 có thể thấy tốc độ khử nitrit đối với tỷ lệ vào $N-NO_2:TAN > 3$ nhanh hơn tốc độ khử nitrit đối với tỷ lệ vào $N-NO_2:TAN = 1:1$ khoảng 1,7 lần và hiệu quả xử lý tổng nitơ TN của mô hình thiếu khí đạt khoảng 86%, nồng độ tổng nitơ đầu ra của nước thải chỉ còn khoảng 150mg/L trong đó chủ yếu là nitơ ammonia. Hiệu quả khử nitrat vẫn ổn định như các khảo sát ở phần trên với hiệu suất gần như hoàn toàn và nồng độ $N-NO_3$ đầu ra khoảng 6mg/L, $N-NH_4$ giảm khoảng 37-40% với một lượng từ 70-80mg/L so với đầu vào.

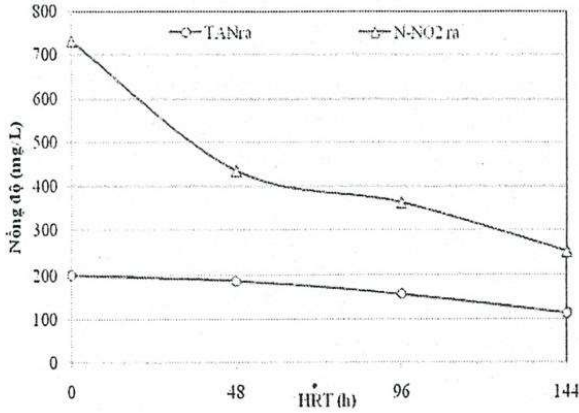


Hình 8. Mô hình thiếu khí khử nitrit tỷ lệ $N-NO_2:TAN > 3$, bổ sung C { COD bổ sung: $TN = \{1:1\}$ }

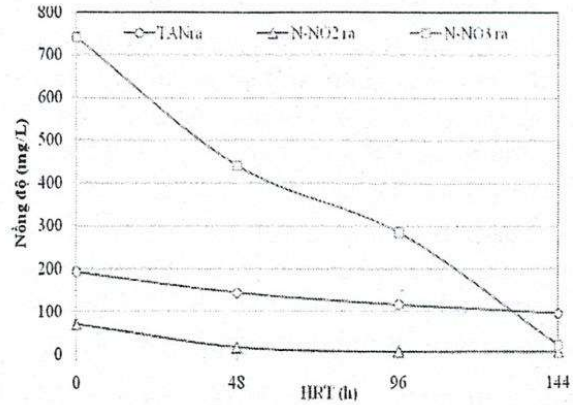


Hình 9. Tiêu thụ C trong mô hình thiếu khí khử nitrit tỷ lệ $N-NO_2:TAN > 3$.

**Mô hình thiếu khí khử nitrit tỷ lệ $N-NO_2:TAN > 3$ bổ sung C với các tỷ lệ COD bổ sung: $TN = 0,5:1$ và COD bổ sung: $TN = \{5:1\}$*



Hình 10. Mô hình thiếu khí khử nitrit tỷ lệ N-NO₂:TAN>3 {COD bổ sung:TN={0,5:1}



Hình 11. Mô hình thiếu khí khử nitrit tỷ lệ N-NO₂:TAN >3 bổ sung C {COD bổ sung:TN={1,5:1}

Với mục tiêu đã đề cập trên chúng tôi khảo sát 2 tỷ lệ C bổ sung gần với tỷ lệ đã khảo sát trước đó là các tỷ lệ COD bổ sung:TN=0,5:1 và COD bổ sung:TN=1,5:1.

Có thể dễ dàng nhận thấy với tỷ lệ COD bổ sung:TN = 0,5:1 hiệu quả khử nitrit giảm một cách rõ rệt còn khoảng 65%, đầu ra N-NO₂ còn 254mg/L dù thời gian lưu nước vẫn là 6 ngày. COD đầu ra cũng giảm đến giá trị “tối hạn” chỉ sau 4 ngày lưu nước. Như vậy có thể khẳng định lượng C bổ sung ở tỷ lệ này là không đủ cho quá trình khử nitrit diễn ra được tốt nhất. Chúng tôi tiến hành tăng tỷ lệ COD bổ sung:TN lên vượt quá tỷ lệ 1:1 nhằm đánh giá xem khả năng rút ngắn thời gian lưu nước trong mô hình nếu bổ sung một lượng C vượt quá ngưỡng cần thiết. Khảo sát với lượng C bổ sung là COD bổ sung : TN=1,5:1,0 cho thấy quá trình khử nitrit vẫn cần thời gian lưu nước là 6 ngày để đạt hiệu suất tối đa (97%) như với tỷ lệ 1:1 trước đó.

Như vậy, qua các khảo sát trên cho thấy quá trình khử nitrit với mô hình thiếu khí đạt hiệu quả cao khi ta bổ sung một lượng C đủ để quá trình diễn ra. Có thể kết luận tỷ lệ bổ sung C cần thiết cho quá trình này diễn ra được tốt là COD bổ sung : TN=1:1 hay COD bổ sung : N-NO₂= 1,5:1 và thời gian lưu nước cho quá trình là 6 ngày (trương đương mẻ vận hành 3 ngày với mô hình 10L và mỗi mẻ rút và thêm vào thể tích nước thải là 5L). Tỷ lệ COD sử dụng:lượng N-NO₂ khử được là 2,2:1.

Bảng 3. Khử nitrit với mô hình thiếu khí thay đổi tỷ lệ tỷ lệ C bổ sung

Tỷ lệ COD bổ sung : TN COD bổ sung : N-NO ₂	N-NO ₂ :TAN	HRT (ngày)	Hiệu suất khử N-NH ₄ (%)	Hiệu suất khử N-NO ₂ (%)	Hiệu suất khử N-NO ₃ (%)	Hiệu suất khử TN (%)
0,5 : 1 0,7:1	3,5-3,8	4	40	65	78	90
1:1 1,5:1		4	37-40	96-98	90	86-90
1,5:1 2,2:1		4	45-50	97	90	90

Như vậy, qua các kết quả đạt được từ quá trình hoạt động mô hình thiếu khí khử nitrit, chúng tôi đưa ra một số nhận xét như sau:

Chưa thể khẳng định có hiện tượng khử nitơ theo cơ chế Anammox trong mô hình thiếu khí, nếu có hiện tượng khử nitơ theo cơ chế này thì hiệu suất đạt được còn rất thấp (10-13%), vi khuẩn Anammox cần được làm giàu thêm. Qua quá trình nghiên cứu có thể khẳng định việc khử nitơ trong nước sau nitrat hóa bán phần chủ yếu xảy ra theo cơ chế khử nitrat trong điều kiện có bổ sung C.

Mô hình thiếu khí cho hiệu quả xử lý nitơ qua cơ chế khử nitrit là rất cao nếu được bổ sung nguồn C dễ phân hủy sinh học để sử dụng cho quá trình khử nitrit, hiệu quả khử nitrit có thể đạt hơn 95%. Bên cạnh đó ammonia trong nước thải cũng được khử từ 30 đến 50% với nồng độ đầu vào khoảng 200mg/L, cơ chế có thể là cơ chế Anammox hoặc cơ chế bay hơi vật lý thông thường dưới điều kiện khuấy trộn cũng như khí sinh ra từ quá trình khử nitrit mang theo ammonia ra khỏi pha lỏng.

Thời gian lưu nước tối ưu cho quá trình khử nitrat diễn ra hoàn toàn với nồng độ TN vào khoảng 900-1000mg/L và tỷ lệ N-NO₂:TAN > 3 là 6 ngày.

Đối với tải trọng nitơ: tải trọng nitơ xác định được ở điều kiện vận hành tối ưu trong nghiên cứu này thể hiện trong bảng 4

Bảng 4. Tải trọng của mô hình thiếu khí ở điều kiện vận hành tối ưu.

Đầu vào	HRT (h)	Tải trọng tổng nitơ (L _{TN})		Tải trọng Ammonia (L _{Am})		Tải trọng nitrit (L _{NO2})	
		(kgTNkhử/ m ³ . ngày)	(gTNkhử/gMLSS. ngày)	(kgN _{Am} khử/ m ³ . ngày)	(gN _{Am} khử/g MLSS. ngày)	(kgN-NO ₂ khử/m ³ . ngày)	(gN-NO ₂ khử/gMLSS. ngày)
N-NO ₂ /TAN (mg/L)							
714/204	144	0,1388	0,0185	0,0142	0,0019	0,115	0,0153

Như vậy với nguồn nước thải là nước rỉ rác có xảy ra hiện tượng ức chế tốc độ khử nitơ của mô hình thiếu khí.

Đối với DO: DO trong mô hình được khảo sát trong suốt thời gian nghiên cứu, DO dao động từ 0,02 đến 0,08mg/L. Ở nồng độ DO này không ảnh hưởng đến hoạt động của các vi khuẩn khử nitrat và nitrit.

Đối với bùn trong mô hình thiếu khí: Trong suốt thời gian nghiên cứu không rút bùn ra khỏi mô hình trừ trường hợp đem bùn đi phân tích. Sau thời gian 4 tháng kể từ khi khởi động cho thấy tổng chất rắn lơ lửng trong hệ bùn lỏng (*Mixed Liquor Suspended Solids - MLSS*) trong mô hình có xu hướng giảm từ 8200mg/L xuống dần và ổn định từ 7200mg/L đến 7500mg/L. Đến giai đoạn khảo sát ổn định, nồng độ MLSS có sự giao động nhưng do thời gian khảo sát chưa đủ dài (khoảng 20 ngày với 6 mẻ) nên chúng tôi chưa ghi nhận một sự thay đổi lớn về nồng độ MLSS. Về khả năng lắng của bùn cho thấy với thời gian lắng từ 1,5-2h thể tích bùn lắng chiếm 40% thể tích vận hành của mô hình, không có hiện tượng bùn nổi.

Bảng 5. Tính chất bùn trong mô hình thiếu khí khử nitrit

Chỉ tiêu/ tính chất	Đơn vị đo	Giá trị
Màu sắc, tính chất	-	Nâu, đỏ sậm
MLSS	mg/L	≅ 7500
Khả năng lắng	-	Giảm một lượng 60% thể tích sau 1,5- 2h
MLVSS/MLSS	-	≅ 0,60

Độ kiềm: Qua quá trình nghiên cứu cho thấy pH của mô hình tăng lên và ổn định ở pH=8,8-8,9 kéo theo sự tăng lên của độ kiềm trong nước thải. theo khảo sát độ kiềm trong mô hình sau 14h phản ứng tăng từ 2600 lên khoảng 3200mg/L.

Cần bổ sung một lượng C đủ cho quá trình khử nitrit diễn ra thuận lợi, tỷ lệ tối ưu ghi nhận được trong nghiên cứu này là {COD bổ sung : TN} = {1:1} với nguồn C bổ sung là đường cát trắng. Kết quả nghiên cứu đã thể hiện lượng COD bổ sung được sử dụng hết do trong quá trình khử nitrit vi khuẩn đã sử dụng nguồn C này và một phần COD sẵn có trong nước thải theo phản ứng theo phản ứng $3C + 2H_2O + CO_2 + 4NO_2^- \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^-$ Tỷ lệ {COD bổ sung : N-NO₂} tối ưu là {1,5:1} và tỷ lệ {COD khử : NO₂ khử} là {2,2:1} trong đó 30% COD khử là COD sẵn có trong nước thải (500-600mg/L).

Như vậy kết thúc giai đoạn thiếu khí, hiệu suất xử lý nitơ của cả quá trình sinh học (nitrat hóa bán phần và khử nitrit) đạt khoảng 80-85%. Với N-NH₃ đầu vào khoảng 1000mg/L, kết thúc quá trình sinh học, nồng độ N-NH₃ đầu ra từ 150-200mg/L với thời gian lưu nước của cả quá trình từ 8-10 ngày.

3. KẾT LUẬN

Với các tỷ lệ đầu vào N-NO₂⁻ : TAN là 1:1, N-NO₂⁻ : TAN >2 và với nước thải đã được nitrat hóa bán phần 70-80% khi không có nguồn C bổ sung mô hình thiếu khí cho hiệu quả xử lý khá thấp. Do đó, chưa thể kết luận quá trình khử nitơ trong mô hình thiếu khí là theo cơ chế Anammox.

Với quá trình khử nitrit đơn thuần và có bổ sung nguồn C, mô hình thiếu khí cho hiệu quả khử nitrit luôn đạt hiệu suất > 95% và hiệu quả xử lý tổng nitơ đạt từ 83 đến 87% với nồng độ ammonia sau xử lý còn lại từ 100-130mg/L ở thời gian lưu nước HRT=144h. Một phần ammoni trong nước thải sau nitrat hóa bán phần cũng được loại bỏ trong quá trình này (30-50%). Nước sau khử nitrit có màu vàng sậm và pH của nước thải tăng từ pH vào khoảng 8,2 đến giá trị khoảng 8,9. Tỷ lệ bổ sung C tối ưu cho quá trình khử nitrit với nguồn C bổ sung là đường glucose được đo thông qua giá trị COD là COD bổ sung : TN = 1:1. Lượng C bổ sung này được sử dụng hết trong quá trình khử nitrit và vi khuẩn cũng sử dụng một phần COD có khả năng phân hủy sinh học trong nước thải. COD của nước thải sau khử nitrit còn lại dao động khoảng 2000mg/L, chủ yếu là COD không phân hủy sinh học. Tỷ lệ COD bổ sung : N-NO₂ tối ưu là 1,5:1 và tỷ lệ COD khử : NO₂ khử là 2,2:1 trong đó 30% COD khử là COD sẵn có trong nước thải 500-600mg/L.

APPLICATION OF ANOXIC BATCH PROCESS TO TREAT HIGH NITROGEN CONCENTRATION OF LEAKAGE FROM OLD LANDFILLS

Le Quang Huy, Nguyen Phuoc Dan, Nguyen Thanh Phong
University of Technology, VNU-HCM

ABSTRACT: This study aims to treat TNO_x (nitrogen oxides include nitrite and nitrate) in leakage of old landfills by anoxic biological methods with TNO_x concentration is about 1,000 mg/L. Anoxic sequencing batch reactor is applied in this study. Denitrification using anoxic reactor hasn't had obvious indication of anammox mechanism, however, nitrogen removal through denitrification is high if it is supplied with sufficient carbon. The optimal

ratio between added COD and N-nitrite is 1.5:1 and the ratio between reducing COD and reducing nitrite is 2.2:1 in which 30% of reducing COD is available COD in wastewater. The nitrite removal may achieve 95% if nitrogen loading is 0.115 (kg reducing N-NO₂/m³.day) or 0.115 (g reducing N-NO₂/g MLSS.day). Therefore, total N-ammonia removal of biological treatment is about 80-85%.

Keywords: anoxic sequencing batch reactor, anammox (anaerobic ammonia oxidation), partial nitrification, nitrogen removal

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Lê Công Nhất Phương và cộng sự. *Nghiên cứu nhóm vi khuẩn khử ammonium ở nồng độ cao trong điều kiện kỵ khí và ứng dụng công nghệ xử lý nước thải tại Việt Nam*, Sở Khoa học và công nghệ Tp.HCM (2005)
- [2]. Nguyễn Phước Dân và cộng sự. *Nghiên cứu ảnh hưởng độc tính COD không phân hủy sinh học và nitơ của một số nước thải công nghiệp và nước rỉ rác* (2006)
- [3]. APHA –AWWA – WPCF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 18th edition, Washington DC (1995)
- [4]. Kris Pynaert, Stijn Wyffels, Pascal Boeckx, Willy Verstraete, Oswald Van Cleemput. Identification and quantification of nitrogen removal in a rotating biological contactor by 15N tracer techniques. *Water Research*, Volume 37, Issue 6, March 2003, Pages 1252-1259 (2003)
- [5]. Luiza Gut. *Assessment of a partial nitrification/Anammox system for nitrogen removal*, luận văn tốt nghiệp, KTH land and water resources engineering, Thụy Sĩ (2006)
- [6]. Metcalf & Eddy (2004) *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*, 4th Edition, Mc-Graw Hill, trang 794-796 (2004)
- [7]. Stensel, H.D. and G. Horne (2000). Evaluation of Denitrification Kinetics at Wastewater Treatment Facilities. *Proceedings, Research Symposium. Water Environment Federation 73d Annual Conference & Exposition*, Anaheim, CA.
- [8]. Tauhid-Ur-Rahman. *Application of multivariate data analysis for assessment of partial nitrification/anammox process*, luận văn Thạc sỹ, KTH land and water resources engineering, Thụy Sĩ, (2005)
- [9]. Trivedi, H., and N.Heinen (2000). *Simultaneous Nitrification/Denitrification by Monitoring NAOH Fluorescence in Activated Sludge*. Proceedings of the Facility Operation II: Innovative Technology Forum: 73d Annual Conference, Water Environment Federation, Anaheim, CA.
- [10]. Ying Wang, *Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic/aerobic membrane bioreactor*, Process Biochemistry Vol.40 Elsevier Ltd. (2004), trang 1733–1739.