

DOI:10.22144/ctu.jvn.2023.002

NGHIÊN CỨU TRỒNG CỎ VOI TRONG HỆ THỐNG ĐẤT NGẬP NƯỚC NHÂN TẠO DÒNG CHẢY NGẦM XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT

Kim Lavane*, Trần Hoàng Phúc, Lý Minh Tâm, Trần Thị Kim Loan, Nguyễn Trường Huy và Võ Thị Kiều Trinh

Khoa Môi trường và Tài nguyên thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ

*Người chịu trách nhiệm về bài viết: Kim Lavane (email: klavane@ctu.edu.vn)

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 18/08/2022

Ngày nhận bài sửa: 05/12/2022

Ngày duyệt đăng: 15/12/2022

Title:

Study on planting napier grass in subsurface flow constructed wetland system to treat domestic wastewater

Từ khóa:

Cỏ voi, đất ngập nước nhân tạo, nước thải sinh hoạt

Keywords:

Constructed wetland, domestic wastewater, Napier grass

ABSTRACT

This study aimed to evaluate the applicability of Napier grass (*Pennisetum purpureum*) in subsurface flow constructed wetlands to treat domestic wastewater. The study was conducted on a laboratory scale system planting Napier grass on the filtration bed using beehive charcoal slag. An unplanted control treatment was also conducted in parallel. Wastewater was fed into the wetlands with a hydraulic loading rate of 35 L/m²/day. Results showed that the concentrations of TSS, BOD₅, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ in the treated wastewater meet the technical regulation QCVN 14:2008/BTNMT (column A). Napier grass grew well and contributed to the removal efficiencies of pollutants in domestic wastewater, especially N-NO₃⁻ and P-PO₄³⁻. However, the total coliform concentration still exceeded the standard concentration even though the removal rates of planted and unplanted treatments were 95.1% and 98.5%, respectively. Ultimately, this study indicated that Napier grass can be planted in subsurface flow constructed wetlands to remove pollutants in domestic wastewater.

TÓM TẮT

Nghiên cứu này đánh giá sự phát triển và vai trò cỏ voi (*Pennisetum purpureum*) trồng trong đất ngập nước nhân tạo dòng chảy ngầm xử lý nước thải sinh hoạt. Nghiên cứu được thực hiện với mô hình phòng thí nghiệm trồng cỏ voi trên nền lọc xỉ than tổ ong. Mô hình đối chứng không trồng thực vật cũng được tiến hành song song. Nước thải sinh hoạt được cấp vào hệ thống với tải nạp là 35 L/m²/ngày. Kết quả nghiên cứu cho thấy các chỉ tiêu lý hóa trong nước thải như TSS, BOD₅, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻ sau xử lý đạt QCVN 14:2008/BTNMT (cột A). Cỏ voi phát triển tốt và góp phần nâng cao hiệu suất loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải, đặc biệt là N-NO₃⁻ và P-PO₄³⁻. Tuy nhiên, tổng coliform trong nước thải sau xử lý cao hơn quy chuẩn mặc dù hiệu suất xử lý của 2 mô hình đạt 95,1% và 98,5%. Nghiên cứu chỉ ra rằng cỏ voi phát triển tốt và có thể chọn để trồng trong đất ngập nước nhân tạo dòng chảy ngầm để loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt.

1. GIỚI THIỆU

Đất ngập nước (ĐNN) nhân tạo là một loại hình công nghệ xanh, được nghiên cứu rộng rãi để xử lý nhiều loại nguồn nước thải khác nhau (Alexandros and Akratos, 2016; Vymazal et al., 2021). Ở các vùng nhiệt đới, ĐNN được xem là một trong những công nghệ có chi phí thấp, có thể áp dụng để xử lý các chất ô nhiễm. Trong hệ thống ĐNN nhân tạo có nhiều yếu tố khác nhau góp phần chuyển hóa và loại bỏ các chất ô nhiễm. Theo Vymazal (2011), thực vật là yếu tố chính góp phần loại bỏ chất dinh dưỡng trong nước thải và là giá thể cho các vi sinh vật, lớp lọc, cung cấp oxy cho hệ vi sinh vật trong hệ thống ĐNN.

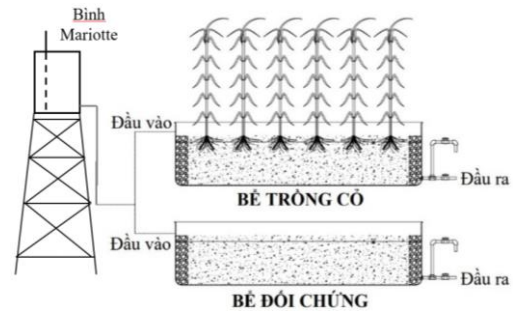
Có rất nhiều loài thực vật đã được nghiên cứu trong hệ thống ĐNN nhân tạo. Nguyên tắc lựa chọn loài thực trong ĐNN nhân tạo chính là dựa vào khả năng chống chịu cao với tải nạp chất hữu cơ và dinh dưỡng, đặc điểm cơ quan bộ rễ và sự phát triển sinh khối nhanh trong điều kiện thời tiết nóng hay lạnh (Vymazal, 2011; Vymazal et al., 2021). Một số loài thực vật phổ biến trong ĐNN nhân tạo như sậy (*Phragmites sp.*) và lúa miêu (*Zizania caduciflora*) (Brix, 2003; Lu et al., 2009; Tuấn et al., 2009). Các loài thực vật thuộc họ hòa thảo (Poaceae) phát triển mạnh ở môi trường hoang dại. Một số loài thực vật khác như cây mô két (*Heliconia psittacorum*) (Cano et al., 2020); cây ngải hoa (*Canna sp.*) và cây bèo bôn (*Typha sp.*) (Việt et al., 2017) cũng được nghiên cứu để xử lý nước thải trong hệ thống ĐNN nhân tạo.

Cỏ voi có tên khoa học là *Pennisetum purpureum*, được trồng làm thức ăn cho gia súc ở Việt Nam. Cỏ voi cũng là loài thực vật thuộc họ hòa thảo. Cỏ voi sinh trưởng nhanh, cho sinh khối cao, chống chịu tốt các điều kiện môi trường, và có khả năng hấp thu kim loại nặng (Qin et al., 2022). Các nghiên cứu trước đây đã sử dụng cỏ voi để xử lý nước thải chăn nuôi heo (Pantip, 2016), nước thải nhà máy dầu (Osman et al., 2020) và nước thải sinh hoạt (Xu et al., 2015) trong hệ thống ĐNN. Cỏ voi có thể hấp thu rất tốt đối với cả nitrogen và phosphate trong nước thải sinh hoạt (Xu et al., 2015). Với điều kiện nhiệt đới tại Việt Nam, cỏ voi phát triển rất tốt ở nhiều vùng trong cả nước. Tuy nhiên, các nghiên cứu về cỏ voi trong hệ thống ĐNN dòng chảy ngầm để xử lý ô nhiễm còn rất hạn chế. Do đó, mục tiêu của nghiên cứu này là nhằm đánh giá khả năng áp dụng của cỏ voi trong hệ thống ĐNN nhân tạo và vai trò của chúng đối với quá trình loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mô hình thí nghiệm

Nghiên cứu được tiến hành với mô hình bể nhựa HDPE có dung tích là 1.000 L với kích thước dài x rộng x cao là 2 x 1 x 0,5 m. Vật liệu nền lọc là xỉ than tổ ong được rây sàng với kích thước hạt từ 2 – 4 mm và đổ một lớp dày 0,4 m. Cỏ voi được trồng bằng cách giâm từ thân cây với đoạn ngắn từ 23 đến 52 cm (3 – 4 đốt). Cỏ voi được trồng trong mô hình thí nghiệm thành 3 hàng, mỗi hàng 6 cây, khoảng cách giữa các hàng là 0,3 m, khoảng cách giữa các cây là 0,3 m. Sơ đồ mô hình thí nghiệm được thể hiện trong Hình 1.



Hình 1. Sơ đồ mô hình thí nghiệm

2.2. Vận hành mô hình

Thí nghiệm được tiến hành trên 01 mô hình cỏ trồng cỏ voi và 01 mô hình đối chứng (không trồng cỏ voi). Hai mô hình hoạt động song song với nhau. Nước thải sinh hoạt được bơm lên bình Mariotte và sau đó cấp vào mô hình thông qua ống nhựa PVC đục lỗ để phân phối tại đầu vào. Mực nước trong 2 mô hình xử lý được duy trì khoảng 0,35 m thấp hơn chiều cao lớp nền 0,05 m. Tải nạp nước vào mỗi mô hình là 35 L/m²/ngày với thời gian lưu nước tương ứng là 4 ngày. Tải nạp chất hữu cơ và dinh dưỡng lần lượt là 10,1 g BOD₅/m²/ngày, 0,36 g TKN/m²/ngày và 0,078 g P-PO₄³⁻/m²/ngày. Mô hình được vận hành liên tục trong thời gian 6 tháng (11/2021 – 5/2022) từ khi bắt đầu trồng cỏ. Trong đó, mô hình được chạy khởi động trong 3 tháng đầu và đánh giá hiệu suất xử lý trong 3 tháng tiếp theo. Nước thải sau xử lý được thu phía đầu ra của hệ thống để đánh giá hiệu suất loại bỏ chất ô nhiễm của hệ thống.

2.3. Phân tích và xử lý số liệu

Sự phát triển của thực vật được đánh giá qua chỉ số chiều cao, số lượng chồi và sinh khối tươi. Chiều cao cỏ voi được đo trực tiếp mỗi cây từ gốc sát bề mặt chất nền đến điểm cao nhất của lá. Đường kính thân cây được đo trực tiếp bằng thước kẹp ở đốt thứ 3 từ gốc lên. Số lượng cây phát triển được đếm tại

thời điểm kết thúc thí nghiệm. Sinh khối tươi được xác định bằng cách cân khối lượng các cây cỏ ngay sau khi được cắt từ mô hình thí nghiệm.

Phương pháp phân tích các chỉ tiêu ô nhiễm được thực hiện dựa theo quy chuẩn hiện hành tại phòng thí nghiệm Hóa Kỹ thuật môi trường, Khoa Môi trường và Tài nguyên thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ. Trong đó, chỉ tiêu pH và nồng độ oxy hòa tan (DO) được đo bằng điện cực bởi thiết bị đo đa chỉ tiêu HANNA HI9812-5. Độ đục được đo bằng máy quang phổ HACH TL2300. BOD₅ được xác định bằng phương pháp Winkler cải tiến (TCVN 6001-1:2008). COD được xác định bằng phương pháp dicromate đun hoàn lưu kín (TCVN 6491-1999). N-NH₄⁺ được xác định theo phương pháp chung cất và chuẩn độ (TCVN 5988:1995). N-NO₃⁻ được xác định theo phương pháp Salicylate (ISO 10304-1:2007). P-PO₄³⁻ được xác định theo phương pháp Thiếc chlorua. Chỉ tiêu tổng chất rắn lơ lửng (TSS) được xác định bằng phương pháp khối lượng (TCVN 6625:2000). Tổng coliforms được xác định theo phương pháp màng lọc (TCVN 6187-1-1996).

Số liệu thí nghiệm được xử lý thống kê bằng phần mềm ứng dụng Excel 2016 và vẽ đồ thị bằng phần mềm SigmaPlot 14.0.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

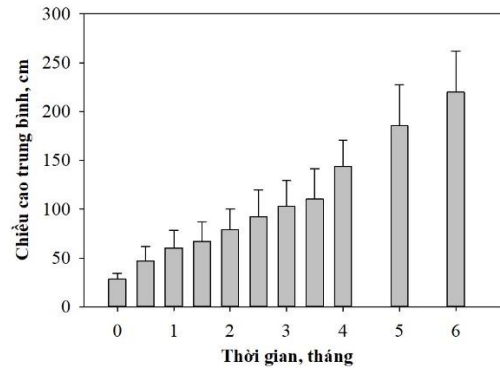
3.1. Sự sinh trưởng cỏ voi trong hệ thống bãi lọc ngầm

Cỏ voi sinh trưởng và phát triển tốt trong mô hình bãi lọc ngầm đặt trong điều kiện tự nhiên. Đặc điểm sinh trưởng của cỏ voi được trình bày trong Bảng 1. Sau thời gian vận hành mô hình thí nghiệm 183 ngày, cỏ voi đạt chiều cao trung bình 3,34 m. Các cây con phát triển mới gấp 3 lần so với cây mẹ ban đầu và nâng tổng số cây trong mô hình lên 56 cây. Đường kính trung bình của thân cây cỏ đạt 15,8 mm. Mỗi cây có khối lượng tươi trung bình đạt 1,68±0,6 kg. Bộ rễ của cỏ voi phát triển tốt trong nền lọc và đạt chiều dài 26 cm.

Bảng 1. Sự phát triển của cỏ voi trước và sau thí nghiệm

Đặc điểm sinh trưởng	Trước thí nghiệm (n=18)	Sau thí nghiệm (183 ngày)
Tổng số cây/bê (cây)	18	56
Chiều cao (cm)	31,0±7,7	334±78
Đường kính thân (mm)	12,8±2,2	15,8±2,3
Chiều dài rễ (mm)	7,0±1,7	260±40
Sinh khối tươi (kg/cây)	-	1,68±0,6

n: số vị trí trồng cỏ voi



Hình 2. Sự tăng trưởng chiều cao của cỏ voi

TB: trung bình

Hình 2 thể hiện quá trình tăng trưởng chiều cao của cỏ voi trong nghiên cứu. Cỏ voi là loài thực vật phát triển nhanh và sinh trưởng quanh năm (Jampeetong et al., 2014). Nghiên cứu trước cho rằng cỏ voi vẫn sinh trưởng tốt khi trồng trên đất bão hòa nước quanh năm (Cheng et al., 2009). Sinh khối tươi sau thời gian thí nghiệm 6 tháng đạt 14,3 kg/m² ứng với mật độ trồng trong nghiên cứu. Nghiên cứu của Xu et al. (2015) cũng cho thấy sinh khối cỏ voi tăng 4 lần trong thời gian 4 tháng. Rễ của cỏ voi là dạng hệ thống rễ sợi. Trên nền vật liệu lọc có độ xốp cao, bộ rễ của chúng phát triển mạnh mẽ và phân bố dày đặc trong lớp vật liệu (Hình 3). Kết quả này cho thấy cỏ voi có thể sinh trưởng và phát triển tốt trong hệ thống ĐNN nhân tạo dòng chảy ngầm. Khả năng chống chịu điều kiện ngập nước của cỏ voi trong nghiên cứu này phù hợp với nghiên cứu của Cheng et al. (2009), trong đó cỏ voi vẫn sinh trưởng tốt trong điều kiện lớp nền bão hòa nước. Đường kính thân tăng không cao so với trước thí nghiệm bởi cỏ voi trồng trong mô hình được giảm từ thân cây cỏ voi trưởng thành. Các chất ô nhiễm được cỏ voi hấp thu và tích trữ, do đó, cỏ voi cần thu hoạch sinh khối thì mới loại bỏ được chất ô nhiễm ra khỏi như thải (Vymazal et al., 2021). Các chất ô nhiễm tích lũy trong cỏ voi như kim loại nặng được khuyến cáo trích ly, đối với dinh dưỡng được khuyến cáo sử dụng sinh khối để chăn nuôi hoặc sản xuất nhiên liệu sinh học (Maleko et al., 2019; Sawasdee and Pisutpaisal, 2021; Qin et al., 2022). Theo nghiên cứu của Jampeetong et al. (2014), cỏ voi có thể thu hoạch được sau 48 ngày phát triển. Tuy nhiên, kết quả quan sát trong nghiên cứu này cho thấy cỏ voi sẽ cho sinh khối tươi thấp nếu thu hoạch sớm hơn 60 ngày. Thời gian thu hoạch của cỏ voi cần được cân nhắc theo mục đích sử dụng sinh khối. Theo Brix (2003), nếu thực vật trong mô hình không được thu hoạch, thì phần lớn các chất dinh dưỡng đã được

đưa vào mô thực vật sẽ được giải phóng trở lại vào hệ thống bởi quá trình phân hủy các bộ phận chết, khô của thực vật và tạo nên hiện tượng tái ô nhiễm.

3.2. Khả năng loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải của mô hình

a. Thành phần và tính chất nước thải trước và sau xử lý

Thành phần tính chất nước thải sinh hoạt đầu vào và đầu ra của ĐNN trồng cỏ voi được trình bày trong Bảng 2. Giá trị pH trong nước thải đầu ra cao hơn đầu vào khoảng 1 đơn vị. pH trong nước thải sau xử lý tăng nhẹ có thể là do sự giải phóng độ kiềm bởi các quá trình sinh học trong hệ thống (Lê và ctv., 2017). pH trong nước thải sau xử lý có tính chất trung tính và phù hợp với quy chuẩn xả thải.



Hình 3. Bộ rễ cỏ voi sau 183 ngày vận hành mô hình

Nồng độ oxy hòa tan trong nước thải sau xử lý các bể trồng cỏ voi là $3,2 \pm 0,4$ mg/L. Giá trị DO của nước thải sau xử lý tăng và có nồng độ cao hơn quy chuẩn về nước tưới tiêu (QCVN 39:2011/BTNMT, $DO \geq 2$ mg/L). DO trong nước thải đầu ra ở bể trồng cỏ voi cao hơn so với đầu có

thể là kết quả của quá trình quang hợp của cỏ, trong đó oxy được vận chuyển xuống vùng rễ và giải phóng vào dòng nước thải (Vymazal, 2011). Theo Nivala et al. (2013), oxy được vận chuyển xuống vùng rễ của thực vật dao động từ 0,005-12 g/m²/ngày. Lượng oxy hòa tan tăng lên góp phần thúc đẩy phân hủy hiếu khí các chất hữu cơ bởi các vi sinh vật phát triển trong hệ thống.

Nồng độ TSS có trong nước sau xử lý ở các bể giảm hơn so với đầu vào. Giá trị trung bình của TSS còn lại trong nước thải đầu ra là 40 mg/L. Việc loại bỏ TSS ở hai mô hình chủ yếu được thực hiện qua hai quá trình lắng và lọc diễn ra trên lớp nền vật liệu lọc. Độ đục của nước thải sau xử lý giảm từ $44,37 \pm 2,97$ NTU xuống $28,15 \pm 0,57$ NTU. Tương tự, độ đục trong nước thải giảm có thể do lớp vật liệu lọc giữ lại TSS và các hạt phân tán khác. Theo Brix (2003) thì rễ cỏ voi cũng góp phần hấp thụ các hạt keo và các chất rắn lơ lửng trong nước làm giảm độ đục trong nước thải.

Nồng độ COD và BOD₅ trong nước thải sau xử lý là $41,2 \pm 7,99$ mg/L và $12,3 \pm 1,15$ mg/L. Kết quả này cho thấy, nồng độ các chất hữu cơ trong nước thải giảm đáng kể sau xử lý. Quá trình loại bỏ chất hữu cơ trong nước thải chủ yếu do sự phân giải của vi sinh vật được thúc đẩy bởi oxy khuếch tán vào nước, tạo nên môi trường hiếu khí và chuyển hóa các chất hữu cơ thành CO₂ và nước. Kết quả theo dõi sự phát triển cỏ voi cho thấy, rễ cỏ voi phát triển và phân bố rộng trong nền vật liệu lọc, và do đó tạo giá thể cho vi sinh vật và phóng thích oxy tại vùng rễ góp phần thúc đẩy phân hủy sinh học các chất hữu cơ trong nước thải.

Bảng 2. Thành phần và tính chất nước thải sinh hoạt trước và sau xử lý

Chỉ tiêu	Đơn vị	Đầu vào	Đầu ra	QCVN 14:2008/BTNMT	
				Cột A	Cột B
pH	-	$6,03 \pm 0,06$	$7,1 \pm 0,07$	5 - 9	5 - 9
DO	mg/L	$1,62 \pm 0,1$	$3,2 \pm 0,4$	KQĐ	KQĐ
Độ đục	NTU	$44 \pm 2,9$	$28,2 \pm 0,6$	KQĐ	KQĐ
TSS	mg/L	66 ± 15	30 ± 10	50	100
COD	mg/L	554 ± 24	$41,2 \pm 7,9$	KQĐ	KQĐ
BOD ₅	mg/L	$288 \pm 7,6$	$12,3 \pm 1,15$	30	50
N-NH ₄ ⁺	mg/L	$0,23 \pm 0,23$	$0,14 \pm 0,10$	5	10
N-NO ₃ ⁻	mg/L	$1,55 \pm 0,31$	$0,02 \pm 0,01$	30	50
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	$9,6 \pm 5,6$	$0,04 \pm 0,03$	6	10
Tổng coliform	CFU/100 mL	1030000 ± 510000	4800 ± 1500	3.000	5.000

KQĐ: không qui định

Chi tiêu đạm (N-NO₃⁻ và N-NH₄⁺) trong nước sau xử lý giảm so với đầu vào. Nồng độ N-NH₄⁺ giảm từ $9,56 \pm 5,57$ mg/L xuống $0,14 \pm 0,1$ mg/L và

N-NO₃⁻ giảm từ $1,55 \pm 0,31$ mg/L xuống $0,02 \pm 0,01$ mg/L. Kết quả này cho thấy chi tiêu đạm được chuyển hóa thành các dạng tồn tại khác của nitơ bởi

vi khuẩn nitrate hóa và khử nitrate tồn tại với điều kiện oxy khác nhau trong lớp lọc của hệ thống. Ngoài ra, cỏ voi có khả năng hấp thu đạm (Xu et al., 2015), điều này giúp tăng hiệu quả loại bỏ chất dinh dưỡng này của hệ thống.

Chỉ tiêu lân ($P-PO_4^{3-}$) trong nước đầu ra của mô hình giảm so với đầu vào. Nồng độ $P-PO_4^{3-}$ giảm từ $0,23 \pm 0,23$ mg/L xuống $0,04 \pm 0,03$ mg/L. Do vật liệu nền trong hệ thống là xỉ than chứa sắt và nhôm oxit (Lavane et al., 2018), nên $P-PO_4^{3-}$ bị loại bỏ do quá trình hấp phụ trên bề mặt chất nền (Vohla et al., 2007). Ngoài ra, một phần lân có thể được hấp thu bởi cỏ voi trong hệ thống (Xu et al., 2015).

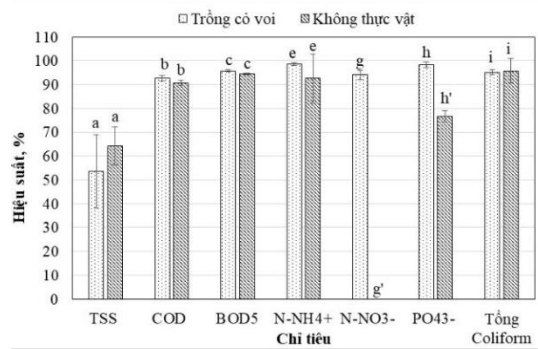
Tổng coliforms trong nước thải sau xử lý là $48 \times 10^2 \pm 15 \times 10^2$ CFU/100 mL, giảm so với đầu vào là $103 \times 10^4 \pm 51 \times 10^4$ CFU/100 mL. Kết quả này cho thấy vi khuẩn giảm đáng kể trong hệ thống bãi lọc ngầm. Các vi khuẩn này có bị tiêu diệt bởi các nhóm vi sinh vật sẵn môi và các yếu tố lý hóa khác được đề cập bởi (Alexandros and Akrotos, 2016). Tương tự như chỉ tiêu TSS, bể không trồng xử lý tổng coliform tốt hơn so với bể trồng cỏ voi.

Kết quả nghiên cứu cho thấy các chỉ tiêu TSS, BOD₅, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺ và P-PO₄³⁻ trong nước thải sau xử lý đạt quy chuẩn QCVN 14:2008/BTNMT ở cột A. Chỉ tiêu vi sinh giảm đáng kể nhưng chỉ đạt quy chuẩn QCVN 14:2008/BTNMT ở cột B.

b. Vai trò của cỏ voi đối với hiệu suất xử lý chất ô nhiễm

Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu ô nhiễm gồm TSS, COD, BOD₅, N-NO₃⁻, N-NH₄⁺, PO₄³⁻ và tổng coliform được thể hiện trong Hình 4. Vai trò của cỏ voi trong hệ thống xử lý được đánh giá bằng cách so sánh hiệu suất 3 lần lặp lại theo thời gian giữa mô hình không trồng thực vật. Qua kết quả thí nghiệm, hiệu suất loại bỏ TSS đạt 53,5% ở mô hình có trồng cỏ voi và 64,2% ở mô hình không có thực vật. Hiệu suất này tương đối thấp so với nghiên cứu của Việt và ctv. (2017) là 71,3%) và Cường và Loan (2016) là 75,5%. Mô hình có thực vật có hiệu suất loại bỏ TSS thấp hơn 10,7% so với đối chứng nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($\alpha > 0,05$). Kết quả này cho thấy rằng nền vật liệu lọc xỉ than tổ ong có thể là yếu tố chủ yếu để loại bỏ TSS trong nước thải. Tuy nhiên, kết quả trong nghiên cứu này có xu hướng ngược lại so với tổng hợp của (Vymazal, 2011) trong đó hệ thống đất ngập nước nhân tạo có trồng thực vật cho hiệu suất xử lý cao hơn hệ thống không có thực vật. Sử dụng xỉ than làm vật liệu lọc trong hệ thống lọc sinh học, hiệu suất loại bỏ TSS đạt khoảng 88% (Lavane et al., 2018). Khi thực vật không được thu hoạch, thì các bộ phận đã chết có

thể góp phần giải phóng lại vào trong nước thải đầu ra (Stottmeister et al., 2003).



Hình 4. Hiệu suất xử lý các chỉ tiêu trong nước thải sinh hoạt của 2 mô hình

Hiệu suất xử lý nồng độ COD và BOD₅ lần lượt ở bể trồng cỏ voi là 92,6% và 95,7%; bể không có thực vật là 90,7% và 94,5%. Hiệu suất loại bỏ COD, BOD₅ của bể trồng cỏ cao hơn so với bể không có thực vật nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($\alpha > 0,05$). Kết quả này tương tự như trong các nghiên cứu tổng hợp trước (Vymazal, 2011; Jesus et al., 2018). Tuy nhiên, qua phân tích tổng hợp nhiều nghiên cứu, Vymazal (2011) đã lưu ý rằng vẫn còn nhiều kết quả trái ngược nhau. Sự hiện diện của thực vật làm tăng sự đa dạng và hoạt động của vi sinh vật (Vymazal et al., 2021) và do đó gia tăng hiệu suất loại bỏ chất hữu cơ. Ngoài ra, oxy được giải phóng ở vùng rễ cũng tăng cường quá trình phân hủy sinh học hiệu quả của chất ô nhiễm hữu cơ (Brix, 2003). So với các dạng ĐNN và thực vật khác, hiệu suất loại bỏ COD, BOD₅ của mô hình có cỏ voi trong nghiên cứu này cao hơn so với nghiên cứu của Cường và Loan (2016) và Việt và ctv. (2017). Một nghiên cứu tương tự đạt được hiệu suất loại bỏ COD và BOD₅ khoảng 80% và cỏ voi (*Pennisetum purpureum Schum*) được đánh giá đóng vai trò tốt hơn so với sậy (*Phragmites communis Trin*) và ngải hoa (*Canna indica Linn*) (Yang et al., 2007). Hiệu suất loại bỏ chất hữu cơ cao trong hệ thống có thể đến từ sự phân hủy sinh học của vi sinh vật trong lớp vật liệu nền sử dụng xỉ than tổ ong. Nghiên cứu về hệ thống lọc sinh học sử dụng xỉ than cũng mang lại hiệu suất loại bỏ BOD₅ khoảng 93,9% (Lavane et al., 2018).

Hiệu suất xử lý N-NH₄⁺ đạt 98,5% và N-NO₃⁻ đạt 94,1% đối với bãi lọc trồng cỏ voi. Trong khi đó, bãi lọc không có thực vật có hiệu suất loại bỏ N-NH₄⁺ là 92,6%. Riêng đối với N-NO₃⁻, nồng độ trong nước thải sau xử lý cao hơn 2,3 lần so với đầu vào. Kết quả này cho thấy rằng N-NO₃⁻ sinh ra từ quá trình nitrate hóa làm tăng nồng độ trong nước thải sau xử lý khi không có thực vật. Bãi lọc trồng

cỏ voi có hiệu suất xử lý cao hơn so với trường hợp không trồng cỏ nhưng khác biệt không có ý nghĩa ($\alpha > 0,05$) đối với $N-NH_4^+$. Sự hiện diện của cỏ voi giữ vai trò hấp thu $N-NH_4^+$ và $N-NO_3^-$ phát sinh từ sự phân hủy chất hữu cơ và quá trình nitrate hóa trong hệ thống. Theo Tuấn et al. (2009), quá trình quá trình nitrate hóa mới là quá trình chính để loại bỏ $N-NH_4^+$. Vymazal (2011) cho rằng thực vật có tác động tích cực đến quá trình loại bỏ đạm trong hệ thống ĐNN nhân tạo. Nghiên cứu trước đây nhấn mạnh rằng cỏ voi ưa thích NH_4^+ hơn so với NO_3^- (Jampeetong et al., 2014). Tuy nhiên, Xu et al. (2015) chỉ ra rằng cỏ voi có khả năng hấp thu tốt $N-NO_3^-$. Sự phóng thích oxy trong vùng rễ cũng thúc đẩy quá trình nitrate hóa trong hệ thống (Brix, 2003). Nghiên cứu này cho thấy hiệu suất loại bỏ NO_3^- bởi ĐNN trồng cỏ voi cao hơn và khác biệt có ý nghĩa ($\alpha < 0,05$) so với bể đối chứng. Do đó, cỏ voi là thực vật tiềm năng có thể trồng trong ĐNN nhân tạo để xử lý nước thải chứa NH_4^+ và NO_3^- vì cả hai dạng nitơ này đều được tìm thấy tích lũy trong sinh khối cỏ voi (Jampeetong et al., 2014) và tổng nitơ tích lũy đạt đến 144 g N/m^2 (Xu et al., 2015). Tại Thái Lan, cỏ voi trồng trong mô hình ĐNN xử lý nước thải chăn nuôi heo có thể loại bỏ TKN đạt trên 70% (Klomjek, 2016).

Hiệu suất loại bỏ PO_4^{3-} của bãi lọc trồng cỏ đạt 98,3%, cao hơn và khác biệt có ý nghĩa ($\alpha = 0,004 < 0,05$) so với bãi lọc không có thực vật. Bên cạnh khả năng hấp thu $N-NO_3^-$, cỏ voi cũng có hấp thu tốt PO_4^{3-} và tích lũy được $8,71 \text{ g P/m}^2$ (Xu et al., 2015). Khả năng xử lý PO_4^{3-} của cỏ voi trong đất ngập nước cũng được đánh giá tương đương với loài thực vật khác (Yang et al., 2007). Nhìn chung, cỏ voi hấp thu và tích trữ dưỡng chất trong cơ thể của chúng giống như các loài thực vật áp dụng trong hệ thống đất ngập nước (Brix, 2003).

Hiệu suất loại bỏ tổng coliform đạt 95,1% ở bể có trồng cỏ và 98,53% ở bể không trồng cỏ. Kết quả này cho thấy quá trình loại bỏ vi sinh vật trong hệ thống chủ yếu bởi nền vật liệu lọc. Theo phân tích tổng hợp của Alexandros & Akrotos (2016), hệ thống ĐNN dòng chảy theo phương ngang loại bỏ

được 93% tổng coliform trong nước thải sinh hoạt và hiệu suất xử lý tỉ lệ thuận với thời gian lưu. Những vi khuẩn giữ lại trong nền vật liệu có thể bị các nhóm sản phẩm tiêu diệt (Việt et al., 2017). Theo Alexandros and Akrotos (2016), thực vật có ảnh hưởng không đáng kể đến sự loại bỏ vi sinh vật mà chủ yếu do quá trình lọc, chết tự nhiên, nhóm sản phẩm tiêu thụ trong nền vật liệu lọc, tác động bởi yếu tố vật lý như nhiệt độ và bức xạ mặt trời. Nghiên cứu này cũng cho kết quả tương tự rằng thực vật không góp phần nâng cao hiệu quả loại bỏ tổng coliform, thậm chí hiệu quả xử lý của bể có trồng cỏ thấp hơn bể không trồng cỏ. Kết quả này có thể do thực vật làm hạn chế các tác động của bức xạ mặt trời đối với vi sinh vật.

4. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Nghiên cứu này đã khẳng định rằng cỏ voi sinh trưởng tốt trên nền vật liệu lọc trong mô hình ĐNN nhân tạo dòng chảy ngầm theo phương ngang. Cỏ voi góp phần nâng cao hiệu suất loại bỏ chất dinh dưỡng trong nước thải. Các chỉ tiêu lý hóa trong nước thải sinh hoạt sau xử lý đáp ứng được chất lượng theo QCVN 14:2008/BTNMT (cột A). Nhìn chung, nghiên cứu này đưa ra thêm sự lựa chọn đối với thực vật có thể áp dụng trong hệ thống lọc ngầm hay đất ngập nước nhân tạo để xử lý nước thải góp phần bảo vệ môi trường. Các thực vật cho sinh khối có thể là lựa chọn thay thế cho cỏ, sậy trong đất ngập nước truyền thống.

Tuy nhiên, kết quả nghiên cứu vẫn chưa thể cung cấp thông tin một cách đầy đủ về tốc độ sinh trưởng của cỏ voi so với điều kiện trồng khác. Bên cạnh đó, hiệu suất của hệ thống đất ngập nước xử lý nước thải sinh hoạt dọc theo chiều dài hệ thống vẫn chưa được đánh giá. Mật độ trồng thích hợp của cỏ voi, sự tích lũy dưỡng chất và chất ô nhiễm trong cỏ voi cũng cần được chú ý. Do đó, cần có những nghiên cứu tiếp theo đối với các hướng trên trong thời gian tới về cỏ voi trong hệ thống ĐNN nhân tạo để bổ sung các cơ sở khoa học để cho thấy rằng đây là một trong loài thực vật có tiềm năng áp dụng để xử lý nước thải.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Alexandros, S. I., & Akrotos, C. S. (2016). Removal of Pathogenic Bacteria in Constructed Wetlands: Mechanisms and Efficiency. In A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza, & L. Newman (Eds.), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants, Volume 4* (pp. 327-346). Cham: Springer International Publishing.
- Alexandros, S. I., & Akrotos, C. S. (2016). Removal of Pathogenic Bacteria in Constructed Wetlands: Mechanisms and Efficiency. In A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. R. Lanza, & L. Newman (Eds.), *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants, Volume 4* (pp. 327-346). Cham: Springer International Publishing.
- Brix, H. (2003, May). Plants used in constructed wetlands and their functions. In *Ist International*

- Seminar on the use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*, edit. Dias V., Vymazal J. Lisboa, Portugal (pp. 81-109).
- Cheng, X. Y., Chen, W. Y., Gu, B. H., Liu, X. C., Chen, F., Chen, Z. H., ... & Chen, Y. J. (2009). Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight wetland plants with differing root systems. *Hydrobiologia*, 623(1), 77-85. doi:10.1007/s10750-008-9649-9
- Jampeetong, A., Brix, H., & Kantawanichkul, S. (2014). Effects of inorganic nitrogen form on growth, morphology, N uptake, and nutrient allocation in hybrid Napier grass (*Pennisetum purpureum* × *Pennisetum americanum* cv. Pakchong1). *Ecological Engineering*, 73, 653-658. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.078>
- Jesus, J., Danko, A., Fiúza, A., & Borges, M. T. (2018). Effect of plants in constructed wetlands for organic carbon and nutrient removal: a review of experimental factors contributing to higher impact and suggestions for future guidelines. *Environmental Science and Pollution Research*, 25. doi:10.1007/s11356-017-0982-2
- Klomjek, P. (2016). Swine wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland planted with Napier grass. *Sustainable Environment Research*, 26(5), 217-223. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.03.001>
- Lavane, K., Minh, T. N. N., Lê, N. T. T., Thu, D. T. C., & Ngân, N. T. C. (2018). Tái sử dụng xỉ than tổ ong làm vật liệu đệm trong lọc sinh học để xử lý nước thải hộ gia đình. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Nông nghiệp Trường Đại học Nông Lâm Huế*, 2(2), 9. doi:<https://doi.org/10.46826/luaf-jasat.v2n2y2018.155>
- Lu, S. Y., Wu, F. C., Lu, Y. F., Xiang, C. S., Zhang, P. Y., & Jin, C. X. (2009). Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecological Engineering*, 35(3), 402-409. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.10.002>
- Maleko, D., Mwilawa, A., Msalya, G., Pasape, L., & Mtei, K. (2019). Forage growth, yield and nutritional characteristics of four varieties of napier grass (*Pennisetum purpureum* Schumacher) in the west Usambara highlands, Tanzania. *Scientific African*, 6, e00214. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00214>
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., van Afferden, M., & Müller, R. (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 544-554. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.028>
- Osman, N., Roslan, A., Ibrahim, M., & Hassan, M. (2020). Potential use of *Pennisetum purpureum* for phytoremediation and bioenergy production: a mini review. *Asia Pacific Journal of Molecular Biology and Biotechnology*, 28, 14-26. doi:10.35118/apjmbb.2020.028.1.02
- Pantip, K. (2016). Swine wastewater treatment using vertical subsurface flow constructed wetland planted with Napier grass. *Sustainable Environment Research*, 26(5), 217-223. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2016.03.001>
- Qin, J., Wang, J., Long, J., Huang, J., Tang, S., Hou, H., & Peng, P. (2022). Recycling of heavy metals and modification of biochar derived from Napier grass using HNO₃. *Journal of Environmental Management*, 318, 115556. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115556>
- Sawasdee, V., & Pisutpaisal, N. (2021). Potential of Napier grass Pak Chong 1 as feedstock for biofuel production. *Energy Reports*, 7, 519-526. <https://doi.org/10.1016/j.egy.2021.07.101>
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., . . . Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, 22(1), 93-117. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2003.08.010>
- Tuân, L. A., Việt, L. H., & Guido, W. (2009). *Đất ngập nước kiến tạo*: NXB Nông nghiệp, TP. Hồ Chí Minh.
- Việt, L. H., Ly, L. T. C., Ngọc, C. T. K., & Ngân, N. V. C. (2017). Sử dụng đất ngập nước xử lý nước thải sinh hoạt và tạo cảnh quan. *Tạp chí Khoa học Đại học Sư phạm TP. Hồ Chí Minh*, 14(3), 5.
- Vohla, C., Alas, R., Nurk, K., Baatz, S., & Mander, Ü. (2007). Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of The Total Environment*, 380(1), 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.012>
- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, 674(1), 133-156. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0738-9>
- Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ü. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106318>
- Xu, Q., Huang, Z., Wang, X., & Cui, L. (2015). *Pennisetum sinense* Roxb and *Pennisetum purpureum* Schum. as vertical-flow constructed wetland vegetation for removal of N and P from domestic sewage. *Ecological Engineering*, 83, 120-124. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.011>
- Yang, Q., Chen, Z.-H., Zhao, J.-G., & Gu, B.-H. (2007). Contaminant Removal of Domestic Wastewater by Constructed Wetlands: Effects of Plant Species. *49(4)*, 437-446. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7909.2007.00389.x>