



Original Article

A Study to Assess the Effectiveness of Constructed Wetland Technology for Polluted Surface Water Treatment

Nguyen Cong Manh¹, Phan Van Minh¹,
Nguyen Tri Quang Hung², Phan Thai Son³, Nguyen Minh Ky^{2,*}

¹Research Center for Environmental Technology and Natural Resource Management,
Nong Lam University, Hamlet 6, Linh Trung Ward, Thu Duc District, Ho Chi Minh City, Vietnam

²Faculty of Environment and Natural Resources, Nong Lam University,
Hamlet 6, Linh Trung Ward, Thu Duc District, Ho Chi Minh City, Vietnam

³Institute for Environment and Resources, Vietnam National University,
142 To Hien Thanh Street, Ward 14, District 10, Ho Chi Minh City, Vietnam

Received 13 March 2019

Revised 06 April 2019; Accepted 06 June 2019

Abstract: The study aims to assess the applying effectiveness of constructed wetland technology for polluted surface water treatment. The experimental models were operated with 2 hydraulic loadings of 500mL/min/m² (T1) and 1500mL/min/m² (T2). The reed grass (*Phragmites australis*) was selected for the studying process. The surface water resource was removed from the pollutant components (TSS, BOD₅, COD) and harmful microorganisms (fecal coliform) which aim to protect the water quality and aquatic ecosystems. The results showed the treatment effectiveness of loading of 500mL/min/m² is higher than the loading of 1500mL/min/m², especially in the reed planting trial. In particular, the treatment efficiency of pollutants such as TSS, BOD₅, COD reached a high rate of 85%, 90%, and 87%, respectively. In addition, ANOVA statistical analysis showed the effectiveness of water quality parameters belong to two loadings were statistically significant (P<0.05). Thus, the surface water pollutant removal by subsurface vertical flow constructed wetland technology could be contributed to promoting the sustainable agricultural development.

Keywords: Constructed wetland, removal, surface water, *Phragmites australis*, pollution.

* Corresponding author.

E-mail address: nmky@hcmuaf.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4372>



Nghiên cứu đánh giá hiệu quả ứng dụng công nghệ đất ngập nước kiến tạo xử lý nguồn nước mặt ô nhiễm

Nguyễn Công Mạnh¹, Phan Văn Minh¹,
Nguyễn Tri Quang Hưng², Phan Thái Sơn³, Nguyễn Minh Kỳ^{2,*}

¹Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ môi trường và Quản lý Tài nguyên thiên nhiên, Đại học Nông Lâm TP. Hồ Chí Minh, KP6, Phường Linh Trung, Quận Thủ Đức, TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

²Khoa Môi trường và Tài nguyên, Đại học Nông Lâm TP. Hồ Chí Minh, KP6, Phường Linh Trung, Quận Thủ Đức, TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

³Viện Môi trường và Tài nguyên, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh, 142 Tô Hiến Thành, Phường 14, Quận 10, TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

Nhận ngày 13 tháng 3 năm 2019

Chỉnh sửa ngày 06 tháng 4 năm 2019; Chấp nhận đăng ngày 06 tháng 6 năm 2019

Tóm tắt: Mục đích nghiên cứu nhằm đánh giá hiệu quả ứng dụng công nghệ đất ngập nước kiến tạo xử lý nguồn nước mặt ô nhiễm. Mô hình thí nghiệm được vận hành với 2 tải trọng thủy lực 500mL/phút/m² (T1) và 1500mL/phút/m² (T2). Loài cỏ sậy phổ biến (*Phragmites australis*) đã được chọn lựa phục vụ cho nghiên cứu. Nước mặt sau khi được xử lý đã được loại bỏ các thành phần ô nhiễm (TSS, BOD₅, COD) và vi sinh vật có hại (fecal coliform), bảo vệ nguồn nước sông rạch và hệ sinh thái thủy sinh. Kết quả xử lý cho thấy tải trọng 500mL/phút/m² cho kết quả tốt hơn tải trọng 1500mL/phút/m², đặc biệt ở thí nghiệm có trồng sậy. Trong đó, hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm như TSS, BOD₅, COD đạt mức cao lần lượt với tỷ lệ 85%, 90% và 87%. Ngoài ra, phân tích thống kê ANOVA cho thấy hiệu quả xử lý hầu hết các chỉ tiêu chất lượng nước hai tải trọng có khác biệt có ý nghĩa về mặt thống kê (P<0,05). Mô hình nghiên cứu xử lý nước mặt bị ô nhiễm bằng đất ngập nước kiến tạo dòng chảy đứng sẽ góp phần thúc đẩy nhu cầu canh tác nông nghiệp bền vững.

Từ khóa: Đất ngập nước kiến tạo, xử lý nước mặt, cỏ sậy, *Phragmites australis*, ô nhiễm.

1. Mở đầu

Công nghệ sinh thái (ecological technology) nói chung và công nghệ đất ngập nước kiến tạo

(constructed wetland) nói riêng được biết đến như một giải pháp công nghệ xử lý nước thải có hiệu quả [1]. Đây là công nghệ có nhiều ưu điểm như chi phí xây dựng, duy tu, bảo dưỡng thấp,

*Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: nmky@hcmuaf.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuces.4372>

phương pháp xử lý thân thiện với môi trường (không tạo ra chất thải thứ cấp), góp phần gia tăng giá trị đa dạng sinh học, cải tạo cảnh quan môi trường của địa phương và đặc biệt, sinh khối thực vật sau xử lý của công nghệ đất ngập nước có thể tái sử dụng (Kadlec & Wallace, 2009) [2]. Trong công nghệ đất ngập nước kiến tạo, thường có các loại dòng chảy được áp dụng như dòng chảy mặt tự do (free surface flow), dòng chảy chìm theo phương ngang (subsurface horizontal flow) và dòng chảy chìm theo phương đứng (subsurface vertical flow) [3]. Các công nghệ phổ biến hiện nay thường áp dụng quá trình xử lý là tổ hợp các quá trình vật lý, hóa học, sinh học và được tối ưu hóa. Đối với công nghệ đất ngập nước kiến tạo áp dụng quá trình xử lý dựa trên các nguyên lý tương tác sinh thái giữa các cấu phần đã được sắp xếp trong cùng một hệ sinh thái thủy vực. Năng lượng cung cấp cho quá trình này là năng lượng Mặt trời. Quá trình trên vừa xử lý ô nhiễm môi trường bằng biện pháp thân thiện với môi trường, không phát sinh thêm ô nhiễm thứ cấp, vừa có thể mang lại hiệu quả kinh tế do thu hoạch thực vật. Nghiên cứu của Volker et al., 2001 cho thấy mô hình đất ngập nước kiến tạo xử lý nước thải tiết kiệm khoảng 76% nguồn vật liệu và 83% nguồn năng lượng [4]. Trong một nghiên cứu khác, so sánh hiệu quả về mặt chi phí với hệ thống truyền thống chỉ ra sự cải thiện về mặt chi phí trung bình từ 2,1 đến 8 lần [5]. Công nghệ đất ngập nước được chứng minh có khả năng xử lý nước thải đô thị, sinh hoạt, công nghiệp (dệt nhuộm, giấy, hóa và hóa dầu, khai khoáng, chế biến thực phẩm), nước rỉ rác và nước thải chăn nuôi [6-8]. Tuy nhiên ở nước ta, việc nghiên cứu ứng dụng công nghệ này còn khá mới mẻ và ít được quan tâm đúng mức.

Trong khi đó, với 13 khu công nghiệp đang hoạt động, Bình Dương là nhóm các tỉnh thành năng động nhất cả nước, đóng góp rất lớn cho sự phát triển kinh tế xã hội. Theo số liệu thống kê, tốc độ tăng trưởng GDP năm 2018 tăng 7,08% (Tổng cục Thống kê, 2018). Mức tăng trưởng nông, lâm nghiệp - thủy sản tăng 3,76%; công nghiệp - xây dựng tăng 8,85%; và dịch vụ tăng 7,03% [9]. Chính sự ra đời ngày càng nhiều của các khu công nghiệp, khu dân cư ở Bình

Dương đã làm cho các nguồn nước mặt bị ô nhiễm ngày càng trầm trọng và gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến đời sống người dân. Theo báo cáo hiện trạng môi trường nước mặt quốc gia cho thấy tổng lượng nước thải từ các khu công nghiệp trên địa bàn Bình Dương tương đương 45.900 m³/ngày [10]. Tải lượng các chất ô nhiễm như TSS, BOD₅, COD, Tổng N, Tổng P lần lượt 10.098; 6.288; 14.642; 2.662; và 3.672 kg/ngày. Mặt khác, nguồn nước sử dụng cho nông nghiệp ở Bình Dương ngày càng cạn kiệt, không đủ nước sạch để tưới tiêu cho cây trồng cũng như hoạt động nuôi trồng thủy sản. Trong khi, theo như Quy hoạch tài nguyên nước tỉnh Bình Dương giai đoạn 2016 - 2025, tầm nhìn đến năm 2035, tổng nhu cầu sử dụng nước đến năm 2020 toàn tỉnh là 731,28 triệu m³/năm; năm 2025 là 802,91 triệu m³/năm; năm 2035 là 865,13 triệu m³/năm. [11]. Xuất phát từ đó, áp lực nghiên cứu thử nghiệm mô hình xử lý nguồn nước mặt phục vụ nhu cầu phát triển kinh tế xã hội càng trở nên cấp bách. Do đó, việc áp dụng công nghệ thân thiện môi trường được lựa chọn để nghiên cứu xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm bằng công nghệ đất ngập nước kiến tạo phục vụ tưới tiêu nông nghiệp, trường hợp điển hình tại thị xã Thuận An, tỉnh Bình Dương nhằm sẽ góp phần phát triển bền vững nông nghiệp của địa phương.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Vật liệu

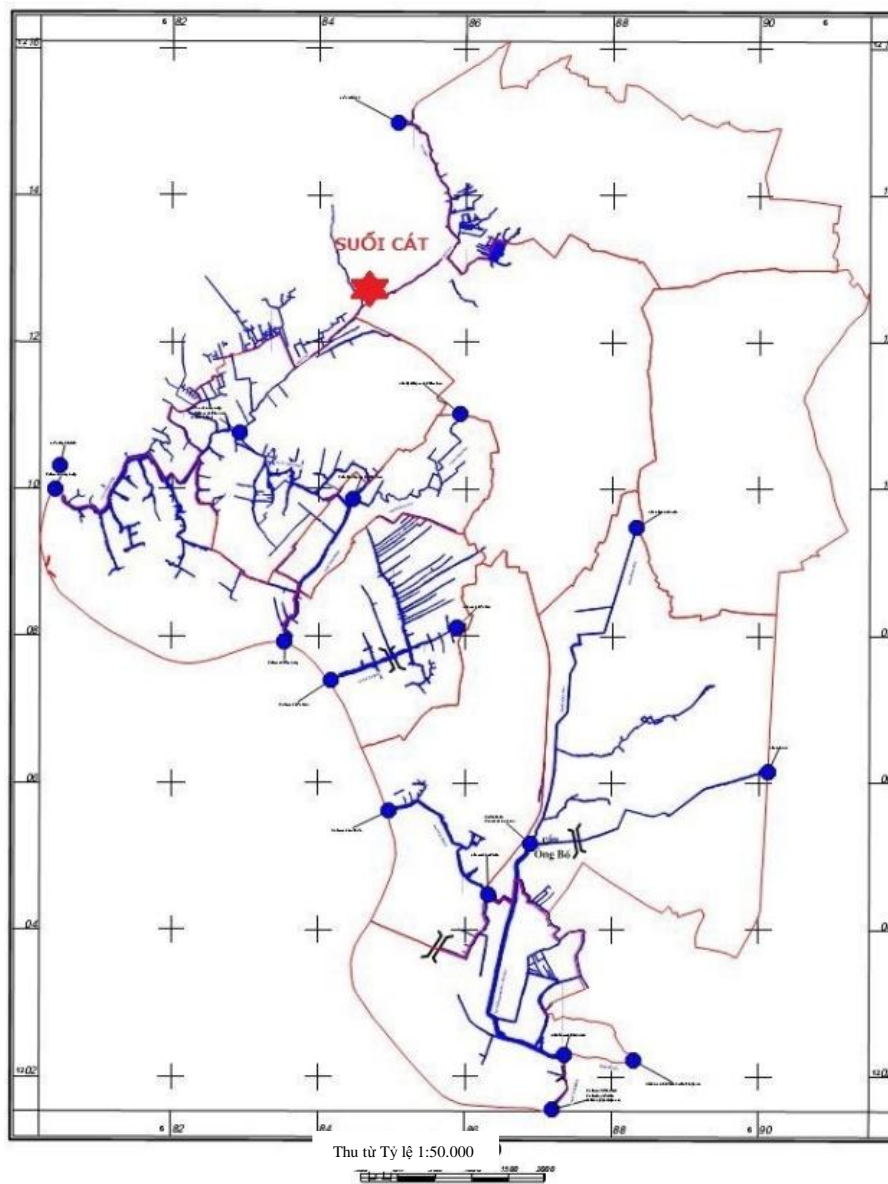
*Nguồn nước mặt: Nguồn nước mặt ô nhiễm dùng trong nghiên cứu là nguồn của Suối Cát ở thị xã Thuận An, tỉnh Bình Dương. Suối Cát nhận nước thải từ thị trấn An Thạnh, các khu dân cư lân cận và cụm công nghiệp Bình Chuẩn. Chất lượng nước của Suối Cát bị ô nhiễm nặng bởi các chất thải hữu cơ và không đạt quy chuẩn dùng cho tưới tiêu nông nghiệp theo Quy chuẩn QCVN 08-MT:2015/BTNMT. Đặc tính chất lượng nguồn nước trước xử lý trong các thí nghiệm được trình bày trong Bảng 1.

Bảng 1 cho thấy tất cả các chỉ tiêu về chất lượng nước đều vượt xa các quy chuẩn quy định cho chất lượng nước tưới tiêu nông nghiệp theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT.

Bảng 1. Đặc tính của chất lượng nguồn nước trước xử lý

Thí nghiệm	Thông số chất lượng nước (*)		
	BOD ₅ (mg/L)	COD (mg/L)	TSS (mg/L)
Tải trọng 1	139 ± 5	204 ± 7	161 ± 12
Tải trọng 2	146 ± 39	276 ± 9	136 ± 31
QCVN 08-MT:2015 (B1)	15	30	50

Chú thích: (*) giá trị trung bình ± độ lệch chuẩn; QCVN 08-MT:2015: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt; Cột B1 - Dùng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi.



Hình 1. Lưu vực khu vực nghiên cứu và suối Cát.



Hình 2. Cỏ sậy *Phragmites australis*.

* Hệ thực vật: Dựa vào những kết quả của các nghiên cứu trước đây [12-15], loài sậy phổ biến (*Phragmites australis*) đã được chọn lựa cho nghiên cứu. Cỏ sậy có tên Tiếng Anh thông dụng common reed, tên khoa học *Phragmites australis*, thuộc lớp *Phragmites*, họ Hòa thảo (*Poaceae*) và loài *P. australis*. Việc chọn lựa cỏ sậy nhằm tạo điều kiện so sánh với các kết quả nghiên cứu trên thế giới về hiệu quả xử lý. Đồng thời, xem xét khả năng xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm và cung cấp cơ sở khoa học khuyến nghị áp dụng ở địa phương.

Cỏ sậy dùng trong các thí nghiệm sưu tập ở bãi sậy gần cầu Sài Gòn và được nhân giống trong Vườn sưu tập thủy sinh vật của Trường Đại học Nông Lâm. Về sinh trưởng và vòng đời, các thân cây có thể mọc đứng cao từ 2–6 m khi gặp các điều kiện sinh trưởng thích hợp trong thời gian 1-2 năm. Những cây sậy trưởng thành có thân chắc khỏe với đường kính khoảng từ 0,5 đến 1cm được chọn lọc. Sau đó cắt bỏ hết lá, cắt thành từng đoạn có chiều dài từ 40 đến 50cm và có từ 4 đến 5 mắt để làm hom giống. Hom giống được chuyển sang khu vực ươm và ươm cho đến khi thành cây đã phát rễ và lá mới với thời gian trung bình 2,5 tháng. Các cây sậy mới sau đó được chuyển vào trồng trong các bể thí nghiệm

để tiếp tục phát triển. Căn cứ vào độ rộng của lá, dài từ 20–50 cm và bản rộng 2–3 cm, mật độ của sậy được trồng trong các bể thí nghiệm là 20 bụi/m². Thí nghiệm được tiến hành sau khi sậy đã được trồng 05 tháng - khi đã có chiều cao từ 0,6 đến 0,8m.

2.2. Bố trí thí nghiệm

Mô hình thí nghiệm của nghiên cứu được bố trí tiến hành nhằm so sánh hiệu quả xử lý của cỏ sậy với 2 tải trọng thủy lực 500mL/phút/m² (T1) và 1500mL/phút/m² (T2). Mỗi đợt có một nghiệm thức thí nghiệm và một đối chứng. Số mã hóa của các nghiệm thức tương đương: (i) Tải trọng 1 (T1) ứng với Sậy (S1) + Đối chứng không trồng cây (C1); (ii) Tải trọng 2 (T2) ứng với Sậy (S2) + Đối chứng không trồng cây (C2). Các thí nghiệm được thiết kế theo phương pháp bố trí khối đầy đủ ngẫu nhiên (Randomized Complete Block Design), có đối chứng và lặp lại 03 lần cho mỗi nghiệm thức. Mỗi tải trọng nghiên cứu được tiến hành trong 3 tuần với tần suất thu mẫu 1 tuần/lần. Thí nghiệm được bố trí nhằm đánh giá khả năng và hiệu quả ứng dụng công nghệ đất ngập nước kiến tạo xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm.

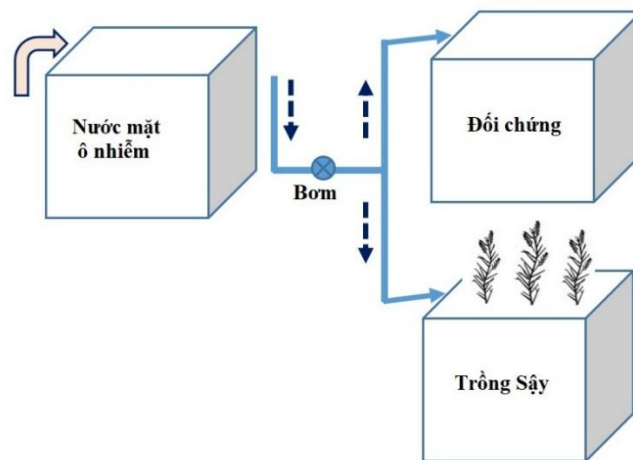
Bố trí hệ thống bể thí nghiệm: Nguồn nước được bơm lên bể chứa đặt độ cao 2,5m, cách mặt

bể thí nghiệm 1,5m. Nước sẽ chảy xuống các bể thí nghiệm thông qua bơm định lượng có công suất 1-3 lít/phút (MANOSTAT, USA) để thiết lập các tải trọng/thời gian lưu nước tương ứng với các thí nghiệm. Sơ đồ bố trí dòng chảy của Thí nghiệm được trình bày ở Hình 3 và 4.

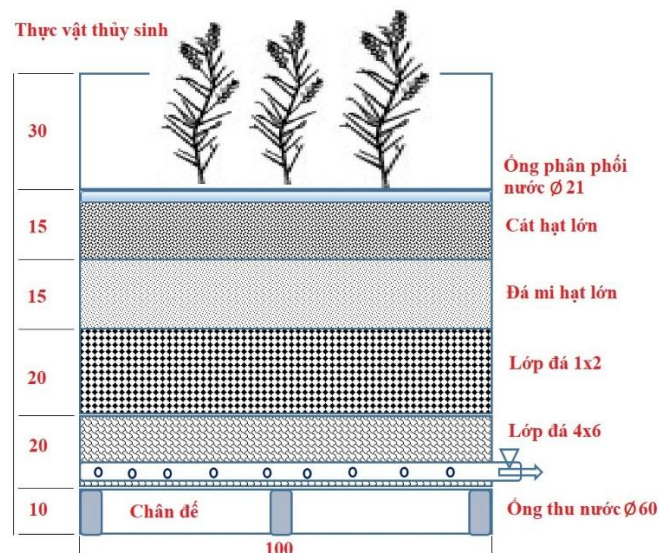
* Hệ thống bể Thí nghiệm:

Hệ thống thí nghiệm gồm có 3 bể plastic, mỗi bể có thể tích 1000 L (1x 1 x 1m). Một bể được đặt trên cao làm bể cấp nước. Nước được phân phối xuống 2 bể thí nghiệm có chứa các lớp vật liệu lọc theo thứ tự từ dưới lên: đá 4x6cm – dày

20cm, đá (1x2cm) – dày 20cm, đá mi hạt lớn – dày 15cm, cát hạt lớn - dày 15cm. Độ rỗng của toàn khối vật liệu lọc là 40%. Dòng chảy qua bể thí nghiệm là dòng chảy thẳng đứng. Bể thí nghiệm gồm 1 bể trồng sậy, và 1 bể đối chứng có cùng cấu trúc giá thể lọc nhưng không được trồng cây. Các bể thí nghiệm được cấp nguồn nước thí nghiệm từ bể chứa đặt trên cao thông qua hệ thống hình xương cá đặt nằm trên mặt bể và được đục lỗ nhằm phân phối đều nước trên bề mặt các bể.



Hình 3. Sơ đồ hệ thống bể Thí nghiệm.



Hình 4. Sơ đồ cấu tạo mô hình đất ngập nước kiến tạo.

2.3. Phương pháp thu mẫu và phân tích

Mẫu nước đầu vào được lấy tại đầu vào của bể thí nghiệm và các mẫu đầu ra (sau xử lý) được thu tại đầu ra của bể thí nghiệm. Mẫu được lấy và bảo quản theo các tiêu chuẩn TCVN 6663-1:2011 (ISO 5667-2:2006), Chất lượng nước–Lấy mẫu–Phần 1: Hướng dẫn kỹ thuật lấy mẫu;

TCVN 6663-3:2003 (ISO 5667-3:1985) Chất lượng nước–Lấy mẫu–Phần 3: Hướng dẫn bảo quản và xử lý mẫu. Các mẫu nước được phân tích tại phòng thí nghiệm của Viện Công nghệ sinh học và Môi trường, Trường Đại học Nông Lâm Tp. Hồ Chí Minh để xác định các thông số về chất lượng nước gồm COD, BOD₅, TSS và fecal coliform.

Bảng 2. Phương pháp phân tích chất lượng nước

STT	Chi tiêu	Phương pháp phân tích	Ghi chú	Tiêu chuẩn
1	pH	Điện cực	pH kế	TCVN 6492-2000
2	BOD ₅	Winkler cải tiến	Ủ ở 20°C, 5 ngày, định phân	APHA 5210 B TCVN 6001-1995
3	COD	Đun hoàn lưu kín	Chuẩn độ	APHA 5220 C TCVN 6491-1999
4	TSS	Sấy	Tủ sấy	APHA 2540 D TCVN 6625-2000
5	Fecal coliform	MPN	Xác suất lớn nhất	TCVN 4882-2001

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Số liệu được phân tích và xử lý bằng phần mềm Excel và SPSS 13.0. Phân tích thống kê ANOVA và LSD được áp dụng để phân biệt sự khác biệt thống kê có ý nghĩa giữa các nghiệm thức ở $P < 0,05$.

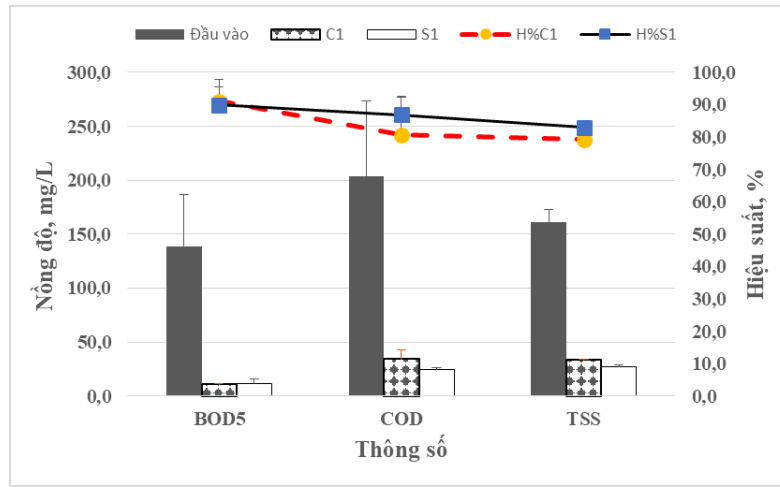
3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

3.1. Hiệu quả xử lý của dòng chảy thẳng đứng với tải trọng 500mL/phút/m² (T1)

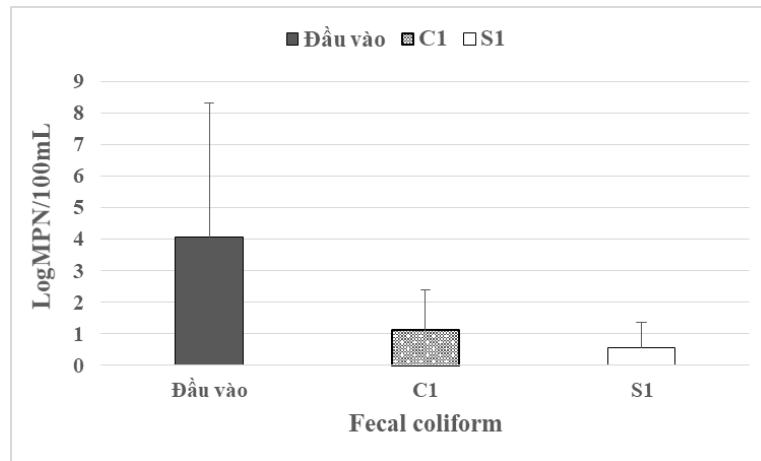
Hàm lượng thông số chất lượng nước trước (đầu vào) và sau (đầu ra) khi xử lý về TSS, BOD₅ và COD của Tải trọng 1 được trình bày ở Hình 5. Khi hàm lượng TSS ở đầu vào là 161±12 mg/L, hàm lượng đầu ra ở lô đối chứng không trồng cây là 33 ±1 mg/L và ở lô thí nghiệm trồng sậy là 27±2 mg/L. Tương tự, với hàm lượng BOD₅ và

COD đầu vào là 139±48 và 204±70 mg/L, đã đạt được 11±1 và 34±9 mg/L tương ứng cho BOD₅ và COD ở lô đối chứng và 12±4 và 14±2 mg/L tương ứng cho BOD₅ và COD ở lô thí nghiệm. Hình 5 cho thấy chất lượng nước đầu vào trong thí nghiệm có hàm lượng TSS, BOD₅, COD cao hơn các thông số quy định cho nguồn nước tưới tiêu theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT. Tuy nhiên, hàm lượng sau xử lý của TSS, BOD₅ và COD đã đạt các yêu cầu quy chuẩn nguồn nước tưới tiêu nông nghiệp.

Hiệu quả xử lý TSS, BOD₅ và COD trong thí nghiệm được trình bày cụ thể trong Hình 5. Hiệu quả xử lý TSS, BOD₅, COD trong lô đối chứng không trồng cây tuần tự là 79,2±1,3%; 91±4%, 81±12%. Tương tự, trong nghiệm thức trồng sậy là 83±2% đối với TSS; 90±8% đối với BOD₅ và 87±5% đối với COD.



Hình 5. Hàm lượng TSS, BOD₅, COD trước và sau xử lý trong thí nghiệm T1.
 Chú thích: C: Đối chứng không trồng cây; S: Nghiệm thức trồng sậy; H: Hiệu suất.



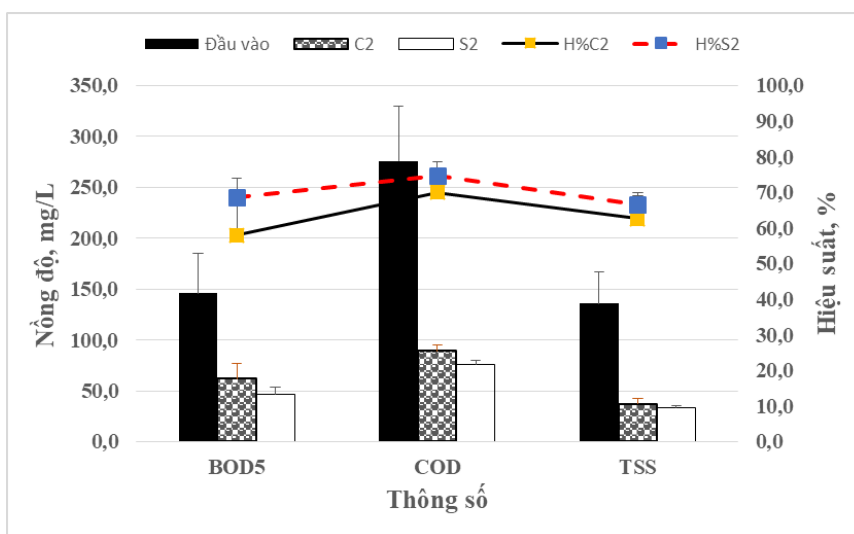
Hình 6. Hàm lượng Fecal coliform trước và sau xử lý trong thí nghiệm T1.
 Chú thích: C: Đối chứng không trồng cây; S: Nghiệm thức trồng sậy.

Bên cạnh đó, kết quả xử lý vi khuẩn cho thấy hàm lượng fecal coliform trước xử lý (tại đầu vào) của Tải trọng 1 đạt đến $1,13 \times 10^4 \pm 1,81 \times 10^4$ MPN/100mL. Tuy nhiên, hàm lượng của chúng sau quá trình xử lý đã giảm đáng kể. Trong lô đối chứng chỉ còn $1,28 \times 10 \pm 1,91 \times 10$ MPN/100mL và trong lô thí nghiệm là $3,69 \pm 6,39$ MPN/100mL. Như vậy, hiệu quả xử lý fecal coliform trong cả đối chứng và thí nghiệm đều đạt trên 99,99% (giảm 3 số mũ).

3.2. Hiệu quả xử lý của dòng chảy thẳng đứng với tải trọng 1500mL/phút/m² (T2)

Hình 7 cho thấy sự thay đổi hàm lượng TSS,

BOD₅ và COD ở đầu vào và đầu ra ở thí nghiệm với Tải trọng 2. Hàm lượng TSS, BOD₅ và COD ở đầu vào tuần tự là 136 ± 31 mg/L, 146 ± 39 mg/L và 276 ± 54 mg/L. Các giá trị này vượt hơn nhiều lần quy chuẩn QCVN 08-MT:2015/BTNMT quy định hàm lượng của TSS, BOD₅ và COD cho nước tưới tiêu nông nghiệp. Từ đó, kết quả đã có sự suy giảm rõ rệt các hàm lượng TSS, BOD₅ và COD ở đầu ra. Các giá trị của TSS, BOD₅ và COD tuần tự là 37 ± 6 mg/L, 62 ± 15 mg/L, 89 ± 6 mg/L ở lô đối chứng không trồng cây; và cho nghiệm thức có trồng sậy tuần tự là 33 ± 2 mg/L, 47 ± 7 mg/L, 76 ± 4 mg/L.

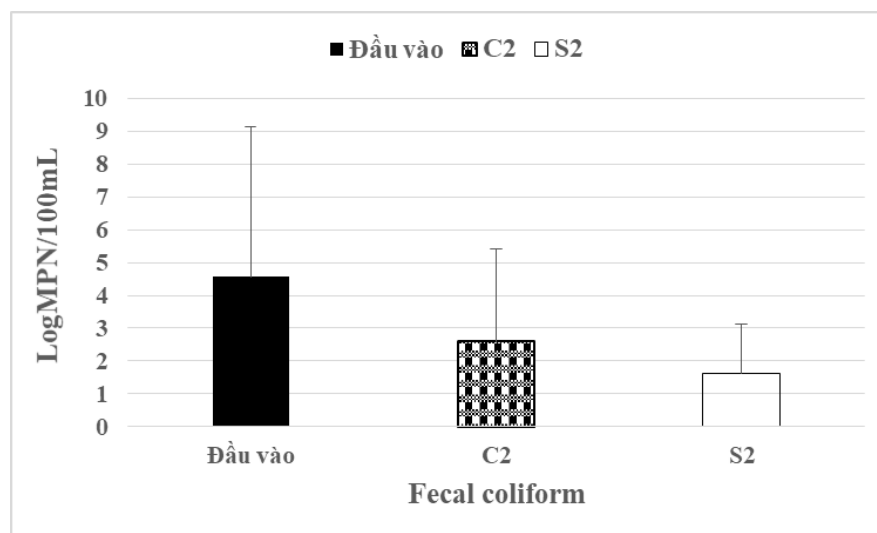


Hình 7. Hàm lượng TSS, BOD₅, COD trước và sau xử lý trong thí nghiệm T2.

Chú thích: C: Đối chứng không trồng cây; S: Nghiệm thức trồng sậy; H: Hiệu suất.

Ngoài ra, hiệu quả xử lý TSS, BOD₅ và COD được tổng hợp trình bày trong Hình 7. Hiệu suất xử lý TSS, BOD₅ và COD trong lô đối chứng tuần tự là 71±12%, 57±11% và 68±2%; trong khi ở nghiệm thức trồng sậy tuần tự là 75±6%, 67,5±4% và 73±2%. Đối với kết quả xử lý vi khuẩn, hàm lượng fecal coliform trước xử lý (tại đầu vào) của Tải trọng 2 đạt đến 3,64 x10⁴ ±

3,78x10⁴ MPN/100mL. Tuy nhiên, hàm lượng của chúng sau khi xử lý đã có sự suy giảm đáng kể. Kết quả lô đối chứng là 3,95x10²±6,44x10² MPN/100mL và giảm mạnh trong lô thí nghiệm chỉ còn 4,21x10±3,29x10 MPN/100mL. Như vậy, hiệu quả xử lý fecal coliform trong thí nghiệm đạt trên 99,99% (giảm 3 số mũ).



Hình 8. Hàm lượng Fecal coliform trước và sau xử lý trong thí nghiệm T2.

Chú thích: C: Đối chứng không trồng cây; S: Nghiệm thức trồng sậy.

Hiệu quả xử lý của Tải trọng 1 đạt khá cao đối với chất hữu cơ BOD₅, COD và TSS trong cả đối chứng và thí nghiệm. Điều này được thể hiện bởi hiệu quả xử lý đạt mức 90% cho BOD₅, lớn hơn 80% cho COD và TSS. Các kết quả xử lý có sự tương đồng với các tác giả đã nghiên cứu về hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm. Brix & Arias (2005) [16] đã tổng kết hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt cũng bằng hệ thống wetland có dòng chảy thẳng đứng và sậy (*Phragmites australis*) tại Đan Mạch, theo đó, hiệu quả xử lý BOD₅ là 92% và 91% đối với TSS. Tương tự, Puigagut et al. (2007) tổng kết hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng hệ thống wetland có dòng chảy đứng tại Tây Ban Nha cũng cho thấy rằng hiệu quả xử lý BOD₅ từ 80-95%; COD từ 80-95%; TSS từ 70-95% [17]. Ngoài sự hấp thụ của cây thủy sinh, hiệu quả xử lý ở hệ thống wetland còn được xem là kết quả chủ yếu của hoạt động của vi sinh vật (Kadlec & Knight, 1996) [18]. Việc xử lý các chất ô nhiễm còn do sự hấp phụ và lắng tủa khi chúng tiếp xúc với các vật liệu lọc [18,19].

3.3. So sánh hiệu quả xử lý của các Tải trọng 1 (T1) và Tải trọng 2 (T2)

Bảng 3 trình bày kết quả so sánh hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm ở các tải trọng khác nhau. Trong các thí nghiệm, trong cùng một tải trọng (T1 hoặc T2), nhìn chung, hiệu quả xử lý cùng một chỉ tiêu về chất lượng nước là không có sự khác biệt có ý nghĩa về thống kê giữa đối chứng không trồng cây và thí nghiệm có trồng sậy (ANOVA, $P > 0,05$) (Bảng 3). Sự không khác biệt về hiệu quả xử lý BOD₅, COD là do vai trò xử lý chất hữu cơ (đại diện bởi BOD₅ và phần lớn của COD) chủ yếu là do vi sinh vật hiếu khí và kỵ khí thực hiện (Steer et al., 2002; Vymazal, 2002) mà số lượng cần thiết tối thiểu của chúng có thể là như nhau trong cả đối chứng và thí nghiệm [20,21]. Tương tự, Akrotos & Tsihrintzis (2007), trong nghiên cứu về hệ thống wetland xử lý nước thải, cũng đã không nhận thấy sự khác biệt về hiệu quả xử lý BOD₅ và COD giữa đối chứng không trồng cây và trồng sậy [22].

Bảng 3. So sánh hiệu quả xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm giữa hai tải trọng thủy lực

Hiệu quả (%)		Thông số chất lượng nước		
		BOD ₅	COD	TSS
Tải trọng 1	C1	91,1±4,4 ^a	80,6±12 ^{cd}	79,2±1,3 ^f
	S1	89,9±7,8 ^a	86,9±5,3 ^c	83±1,7 ^f
Tải trọng 2	C2	56,6±11 ^b	67,7±1,7 ^{de}	70,9±12 ^f
	S2	67,5±3,6 ^b	72,7±1,8 ^e	74,7±5,8 ^f

Chú thích: C: đối chứng không trồng cây; S: thí nghiệm thức trồng sậy. Các giá trị trong cùng cột chỉ cần có một 1 mẫu tự giống nhau sẽ không khác nhau có ý nghĩa về thống kê ($P > 0,05$)

Tuy nhiên, Bảng 3 cho thấy kết quả phân tích thống kê ANOVA và LSD chỉ ra hiệu quả xử lý hầu hết các chỉ tiêu chất lượng nước của các tải trọng có khác biệt có ý nghĩa về mặt thống kê. Cụ thể, đối với BOD₅, hiệu quả xử lý của hai tải trọng là khác biệt có ý nghĩa về mặt thống kê ($P < 0,05$). Tuy vậy, trong cùng tải trọng, không có sự khác biệt có ý nghĩa về thống kê giữa đối chứng và thí nghiệm. Đối với COD, có sự khác biệt về thống kê giữa hai thí nghiệm thí nghiệm có trồng sậy ($P < 0,05$) của 2 tải trọng. Đối với TSS, không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê

giữa hai tải trọng. Về hiệu quả xử lý fecal coliform (vi sinh chỉ thị gây bệnh), có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa hai tải trọng (ANOVA, $P < 0,05$). Ở Tải trọng 2 có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa thí nghiệm thức và đối chứng (LSD, $P < 0,05$). Trái lại, không có sự khác biệt có ý nghĩa giữa đối chứng và thí nghiệm ở Tải trọng 1 (LSD, $P > 0,05$).

Kết quả so sánh hiệu quả xử lý của hai Tải trọng 1 và 2 (Bảng 3) đã nêu bật dẫn liệu đáng chú ý trong nghiên cứu. Như đã đề cập, khi tải trọng được tăng cao (Tải trọng 2), nghĩa là

lưu tốc của dòng thẳng đứng nhanh hơn và thời gian để nước thải tiếp xúc với tác nhân xử lý như màng sinh học (đại diện cho vật liệu lọc – tạo phân hủy), hệ thống rễ (đại diện cho cây – tạo hấp thụ), khoáng liệu (đại diện cho vật liệu lọc – tạo hấp phụ và kết tủa) sẽ ngắn hơn. Từ đó có thể dẫn đến các hiệu quả xử lý các chất gây ô nhiễm thấp hơn. Kết quả tác động của độ lớn về tác nhân cũng như thời gian tiếp xúc được thấy rõ hơn khi so sánh hiệu quả xử lý các chất gây ô nhiễm của các nghiệm thức (Tải trọng 1+S1) và (Tải trọng 2+C2). Có thể nói, nghiệm thức (Tải trọng 1+S1) là đại diện sự lớn hơn về lượng tác nhân (màng sinh học + hệ thống rễ cây) lần thời gian tiếp xúc (Tải trọng 1), trong khi nghiệm thức (Tải trọng 2+C2) lại đại diện cho sự nhỏ hơn về lượng tác nhân (chỉ có màng sinh học) và thời gian tiếp xúc (Tải trọng 2). Vì vậy, ngoại trừ hiệu quả xử lý TSS, hiệu quả xử lý các chỉ tiêu còn lại đều khác biệt có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$) giữa hai nghiệm thức. Hiệu quả xử lý TSS không khác biệt có thể lý giải bởi TSS bị loại bỏ do vật liệu lọc tương tự nhau trong hai tải trọng. Như vậy, từ các dẫn liệu ở trên, phần nào cho thấy kết quả xử lý của Tải trọng 1 tốt hơn kết quả của Tải trọng 2. Hiệu quả xử lý các chất gây ô nhiễm của Tải trọng 1 cao hơn Tải trọng 2.

4. Kết luận

Từ những kết quả nghiên cứu cho thấy khi tải trọng được gia tăng, lưu tốc dòng thẳng đứng nhanh hơn và qua đó làm giảm thời gian tiếp xúc giữa nước thải với tác nhân xử lý chất ô nhiễm. Đây là thông số quan trọng ảnh hưởng đến kết quả thí nghiệm trong mô hình đất ngập nước kiến tạo. Nghiên cứu thực hiện xác định tải trọng và mức độ xử lý nước mặt bị ô nhiễm phục vụ canh tác nông nghiệp bằng hệ thống wetlands dòng chảy đứng. Kết quả xử lý cho thấy tải trọng 500mL/phút/m² đạt kết quả tốt hơn tải trọng 1500mL/phút/m², đặc biệt ở thí nghiệm có trồng cây *Phragmites australis*. Theo kết quả này, hiệu quả xử lý BOD₅ đạt 90%; COD đạt 87% và TSS đạt 85%. Kết quả xử lý của thí nghiệm đạt được tiêu chuẩn giới hạn về BOD₅, COD, TSS theo quy chuẩn quốc gia QCVN 08-MT: 2015/BTNMT.

Các kết quả cũng chỉ ra rằng việc xử lý các chất hữu cơ chủ yếu là do vi sinh vật mà đường như luôn có đủ trong hệ thống nghiên cứu ở cả đối chứng lẫn thí nghiệm. Tuy vậy, tuổi thọ của cây trồng trong hệ là một trong những yếu tố chi phối chủ yếu hiệu quả xử lý của nó. Kết quả nghiên cứu sẽ có ý nghĩa hơn về mặt thực tiễn bằng quy mô thử nghiệm lớn hơn trong tương lai.

Tài liệu tham khảo

- [1] Z. ElZein, A. Abdou, I.A. ElGawad, Constructed Wetlands as a Sustainable Wastewater Treatment Method in Communities, *Procedia Environmental Sciences* 34 (2016) 605-617. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.04.053>.
- [2] R.H. Kadlec, S.D. Wallace, *Treatment Wetlands*, CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 2009.
- [3] J. Vymazal, Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, *Water* 2(3) (2010) 530-549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>.
- [4] L. Volker, E. Elke, L.W. Martina, L. Andreas, M.G. Richard, Nutrient Removal Efficiency and Resource Economics of Vertical Flow and Horizontal Flow Constructed Wetlands, *Ecological Engineering* 18 (2) (2001) 157-171. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00075-1](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00075-1).
- [5] M. Ilda, F. Daniel, P. Enrico, F. Laura, M. Erika, Z. Gabriele, A cost-effectiveness analysis of seminatural wetlands and activated sludge wastewater-treatment systems, *Environmental Management* 41 (1) (2007) 118-129. <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9001-6>.
- [6] J. Vymazal, The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater, *Ecological Engineering* 35 (2009) 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.08.016>.
- [7] S. Katarzyna, H.G. Magdalena, The use of constructed wetlands for the treatment of industrial wastewater, *Journal of Water and Land Development* 34 (2017) 233-240. <https://doi.org/10.1515/jwld-2017-0058>.
- [8] S. Dallas, B. Scheffe, G. Ho, Reedbeds for greywater treatment-case study in Santa Elena-Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecol. Eng.* 23 (2004) 55-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.07.002>.
- [9] Tổng cục Thống kê, Niên giám thống kê Việt Nam, NXB Thống kê, Hà Nội, 2018.

- [10] Bộ Tài nguyên và Môi trường, Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia – Môi trường nước mặt, Hà Nội, 2012.
- [11] UBND tỉnh Bình Dương, Quyết định số 3613/QĐ-UBND về việc Quy hoạch tài nguyên nước tỉnh Bình Dương giai đoạn 2016 - 2025, tầm nhìn đến năm 2035, Bình Dương, 2016.
- [12] M. Mirco, T. Attilio, Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment, *Journal of Environmental Science and Health* 48 (5) (2013) 568-580. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.730457>.
- [13] K.J. Havens, H. Berquist, W.I. Priest, Common reed grass, *Phragmites australis*, expansion into constructed wetlands: Are we mortgaging our wetland future? *Estuaries* 26 (2003) 417-422. <https://doi.org/10.1007/BF02823718>.
- [14] S. Aboubacar, R. Mohamed, A. Jamal, A. Omar, E. Samira, Exploitation of *Phragmites australis* (Reeds) in Filter Basins for the Treatment of Wastewater, *Journal of Environmental Science and Technology* 11 (2018) 56-67. <https://doi.org/10.3923/jest.2018.56.67>.
- [15] S.I. Abou-Elela, M.S. Hellal, Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyprus*, *Ecol. Eng.* 47 (2012) 209-213. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.044>.
- [16] H. Brix, A.C. Arias, The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines, *Ecological Engineering* 25 (2005) 491-500. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>.
- [17] J. Puigagut, J. Villaseñor, J.J. Salas, E. Becares, J. Garcia, Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparison study, *Ecological Engineering* 30 (2007) 312-319. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2007.04.005>.
- [18] R. Kadlec, R. Knight, *Treatment Wetlands*, CRC Press, 1996.
- [19] L. Yang, H.T. Chang, M.N.L. Huang, Nutrient removal in gravel-and soil-based wetlands microcosms with and without vegetation, *Ecological Engineering* 18 (2001) 91-105. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00068-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00068-4).
- [20] D. Steer, L. Fraser, J. Boddy, B. Seibert, Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent, *Ecological Engineering* 18 (2002) 429-440. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00104-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00104-5).
- [21] J. Vymazal, The use of subsurface constructed wetlands for wastewater in Czech Republic: 10 years experience, *Ecological Engineering* 18 (2002) 633-646. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(02\)00025-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00025-3).
- [22] C.S. Akrotos, V.A. Tsihrintzis, Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands, *Ecological Engineering* 29 (2007) 173-191. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.013>.