

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO
TRƯỜNG ĐẠI HỌC NÔNG LÂM – TP. HỒ CHÍ MINH
∞★∞

BÁO CÁO KHOA HỌC
ĐỀ TÀI CẤP BỘ

Tên đề tài

XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT
BẰNG KỸ THUẬT TƯỚI NGẦM

Mã số: B2002-21-27

Chủ nhiệm đề tài: ThS. Lê Quốc Tuấn

TP. Hồ Chí Minh
10 - 2004

XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT BẰNG KỸ THUẬT TƯỚI NGẦM

I. ĐẶT VẤN ĐỀ

Ngày nay ở các quốc gia trên thế giới, nguồn nước sạch đang trở nên là vấn đề cấp bách. Các nguồn nước như sông, suối, nước ngầm đang ít dần hoặc trở nên ô nhiễm do sự phát triển của nông nghiệp, công nghiệp và gia tăng dân số. Các chuyên gia về môi trường đã và đang phát triển và áp dụng các biện pháp xử lý nước thải nhằm tái sử dụng chúng cho các hoạt động sản xuất và sinh hoạt của con người. Trong những phương pháp xử lý nước thải đã được áp dụng từ trước đến nay thì biện pháp sinh học có vai trò quan trọng và đạt hiệu quả kinh tế cao, phù hợp với xu thế phát triển tự nhiên bền vững.

Mô hình tưới ngầm (thoát nước ngầm) là một trong những hệ thống sinh học được ứng dụng rộng rãi trên thế giới hiện nay. Một số vùng khô, thiếu nước thì mô hình này còn được xem là một nhân tố sống còn cho việc tái tạo nguồn nước ngầm và nước tưới tiêu cho nông nghiệp. Kỹ thuật tưới ngầm không chỉ đơn giản là sự chuyển đổi của hệ thống đất ngập nước mà còn tăng cường sự phì nhiêu cho các vùng đất nông nghiệp. Mục đích của hệ thống này là tăng năng suất cây trồng và tăng độ màu mỡ cho các vùng đất nông nghiệp khô hạn, cũng như các vùng đất nông nghiệp bị ngập nước.

Sự kết hợp của hệ thống thực vật được phân bố trên bề mặt của hệ thống góp phần rất lớn trong việc nâng cao hiệu suất xử lý. Các vi sinh vật trong hệ thống và trong nước thải đóng vai trò quan trọng trong việc phân hủy và chuyển hóa các chất hữu cơ, nitrogen, phosphore. Thực vật bề mặt đóng vai trò hấp thụ các chất thải đã được phân hủy và chuyển hóa, nhiều nhất là các hợp chất vô cơ có chứa nitrogen và phosphore. Một trong những loài thực vật được áp dụng cho nghiên cứu là cỏ vetiver. Cỏ vetiver với những đặc tính sinh lý, sinh thái và khả năng thích ứng trên mọi địa hình, có khả năng hấp thụ cao hàm lượng N, P và kim loại nặng. Tại Việt Nam điều kiện địa lý tự nhiên khá đặc biệt cho sự phát triển các

khu xử lý sinh học ứng dụng thực vật bậc cao và ứng dụng vetiver trong xử lý nước thải là vấn đề hoàn toàn mới hiện nay.

Trên cơ sở này, chúng tôi thực hiện đề tài: “**Xử lý nước thải sinh hoạt bằng kỹ thuật tưới ngầm**” ở điều kiện thí nghiệm và với mô hình xử lý nước thải sinh hoạt được xây dựng tại vườn sinh thái khoa Công Nghệ Môi Trường trường ĐH Nông Lâm – TPHCM.

II. TỔNG QUAN

1. Xử lý nước thải bằng kỹ thuật tưới ngầm.

Xử lý nước thải bằng kỹ thuật tưới ngầm là việc dẫn nước qua hệ thống ống phân phối dưới đất và phân tán nước thải trong đất. Qua quá trình phân phối và thấm ngầm nước thải được xử lý bởi sự kết hợp của các quá trình vật lý, hóa học và sinh học. Một vài quá trình vật lý nhằm loại bỏ các chất lơ lửng. Các quá trình này cũng tương tự như các quá trình loại bỏ chất rắn lơ lửng khác như sự loại thải vi sinh vật được tạo thành từ các quá trình sinh học hoặc loại thải chất kết lắng được tạo thành từ các quá xử lý hóa học [9].

2. Sự cần thiết cho hệ tưới ngầm nhân tạo

Nước thừa ở những vùng đất có rễ cây sẽ kìm hãm sự phát triển của thực vật. Năng suất sinh học sẽ giảm một cách nhanh chóng trong những vùng đất có hệ thống thoát nước chậm, và trong nhiều trường hợp sẽ gây nên tình trạng ứ nước, thực vật tất nhiên sẽ chết do thiếu oxy trong vùng rễ. Hệ thống thoát ngầm nhân tạo là cần thiết cho các cánh đồng thoát nước kém để cung cấp khí và chất dinh dưỡng cho vùng rễ. Thoát ngầm được xem như là một phương thức quản lý nước quan trọng và như là một phần quan trọng của các hệ thống sản xuất nông nghiệp hiệu quả. Sự cung cấp lương thực và năng suất của các vùng đất nông nghiệp đang hiện nay có thể chỉ được duy trì và tăng cường nếu hệ thống thoát ngầm được áp dụng cho các vùng đất bị ảnh hưởng bởi sự dư thừa nước.

3. Lợi ích nông nghiệp, môi trường và kinh tế xã hội của kỹ thuật tưới ngầm.

Lợi ích đầu tiên của kỹ thuật tưới ngầm là kiểm soát được nước thừa và sự tích lũy muối thừa trong vùng rễ (Fausey và cộng sự, 1987). Lợi ích về môi trường và kinh tế xã hội kết hợp với kiểm soát mầm bệnh và sức khỏe cộng đồng phải luôn được coi trọng. Một trong những lợi ích về mặt môi trường của kỹ thuật tưới ngầm là sự tác động tích cực của nó lên việc tăng cường sức khỏe cho con người, thực vật và động vật nuôi. Thoát nước cho các vùng đất ẩm, đầm lầy sẽ làm giảm những vùng đẻ trứng của muỗi có nghĩa là làm giảm vật truyền bệnh sốt rét, bệnh vàng da. Những lợi ích của tưới ngầm có thể được tóm tắt như sau:

- Tưới ngầm làm tăng hoạt tính của các vi sinh vật có ích và tăng độ màu mỡ của đất.
- Có ít thất thoát bề mặt và xói mòn đất
- Năng suất cây trồng tăng bởi vì việc quản lý nước được cải thiện và khả năng hấp thu chất dinh dưỡng của cây tăng.
- Giá trị đất và năng suất tăng
- Tăng thu nhập và giảm rủi ro.
- Duy trì các khoáng chất cần thiết cho cây và thông khí cho vùng rễ.

4. Kỹ thuật tưới ngầm và chất lượng nước

Mục đích của việc quản lý tưới tiêu trong nông nghiệp là duy trì sự cân bằng các khoáng chất ở vùng rễ tại những vùng khô hạn và cân bằng nước ở những vùng đất ẩm. Nước tưới ngầm từ những vùng khác nhau sẽ có những tính chất khác nhau. Nước có chất lượng thấp nên được tách ra khỏi nước có chất lượng cao. Nếu nước tưới ngầm không thích hợp cho việc sử dụng lại, nó nên được thải vào trong những vùng nước có chất lượng nước thấp hơn. Nước tưới ngầm dưới mặt ở những vùng đất khô hạn đều có thể sử dụng cho việc tưới tiêu. Ở những vùng đất ẩm, hầu hết nước tưới ngầm đều có thể tái sử dụng. Khối lượng và chất lượng nước tưới ngầm được quản lý, thay đổi theo tốc độ dòng chảy, và nồng độ các chất cần được xác định [8].

Chất lượng nước tưới ngầm được xác định trong mối tương quan với các tính chất vật lý, hóa học và sinh học. Nó không khác gì so với các loại nước cấp khác và luôn sử dụng được cho một vài mục đích tùy thuộc vào sự biến động của chất lượng. Nước tưới ngầm bề mặt hoặc dưới mặt từ hệ thống canh tác có tưới tiêu thường được so sánh với chất lượng của nước cấp [7]. Nước tưới ngầm chảy trên hoặc qua lớp đất sẽ mang theo chúng một lượng lớn chất hòa tan và chất rắn lơ lửng bao gồm các muối, các hợp chất hữu cơ và các hạt đất. Để tái sử dụng an toàn hoặc thải ra đòi hỏi phải hiểu biết các đặc tính của nước tưới ngầm và liên kết những đặc tính đó với những nhu cầu bảo vệ môi trường cho các khu vực tái sử dụng hoặc hoặc loại thải [8]. Đầu ra của cả hai loại nước tưới ngầm mặt hoặc dưới mặt đều có

chứa các chất có khả năng gây ô nhiễm. Cho nên nó thường được sử dụng cho các mục đích khác nhau nhằm giảm nhẹ những tác động của nó.

Nhiều loại thuốc trừ sâu có trong nước tưới ngầm. Điều này rất khó để đánh giá tác động của chúng lên chất lượng nước. Những nghiên cứu gần đây ở San Joaquin, California cho thấy dòng chảy bề mặt mang theo thuốc trừ sâu gây độc cho thủy sinh vật (Foe và Connor, 1991; Connor và cộng sự, 1993; Di Giorgio và cộng sự, 1995). Các vấn đề thuốc trừ sâu này là do các quá trình canh tác, không có sự thiết kế hoặc bỏ qua chức năng của hệ thống tưới ngầm [7].

Nồng độ thuốc trừ sâu trong nước tưới ngầm dưới mặt có thể thấp hơn do hoạt động lọc của đất. Những khảo sát gần đây được tiến hành đối với nước tưới ngầm dưới mặt cho thấy chúng chứa ít thuốc trừ sâu, nhưng vẫn phát hiện một lượng rất nhỏ thuốc trừ sâu ở nước ngầm tại California (California Department of Pesticide Regulation, 1994) [7].

Nồng độ cao các vi lượng vô cơ trong đất và trong nước ngầm là mối hiểm họa đối với môi trường nếu nó di chuyển qua hệ thống tưới tiêu và tưới ngầm. Chúng có thể được tập trung trong nước tưới ngầm và được loại thải ở nồng độ khá cao trong môi trường hoặc ở nồng độ thấp và được tích lũy sinh học trong chuỗi thức ăn. Những vi lượng này nguy hại đến nông nghiệp, động vật hoang dã, nước uống và sức khỏe con người. Kỹ thuật tưới ngầm có thể làm hạn chế sự phân tán các độc tố vi lượng có trong nước và trong đất do quá trình tích lũy sinh học được diễn ra mạnh trong hệ thống xử lý được áp dụng cho các vùng đất này. Quá trình này làm giảm đáng kể các vi lượng mang độc tính cao trong mảng nước ngầm [9].

Về dưỡng chất trong nước tưới ngầm, có hai thành phần dinh dưỡng chính trong nước tưới ngầm là N và P. Cả hai đều là dưỡng chất quan trọng trong nước mặt. Nitrogen có thể ở hai dạng ammonium và nitrate. Dạng ammonium chiếm ưu thế hơn trong tưới ngầm bề mặt. Dạng này thường xuất phát từ các hợp chất hữu cơ từ các cánh đồng và cũng là tiêu chuẩn để đánh giá cho hệ thống tưới ngầm bề mặt. Ammonia được hấp thu trong các hạt sét do điện tích dương của chúng. Nó cũng có thể bay hơi. Nitrate chiếm ưu thế trong nước tưới ngầm dưới mặt và nó cũng là chỉ tiêu để đánh giá hiệu quả của hệ thống tưới ngầm dưới

mặt. Nồng độ nitrate cao trong tưới ngầm dưới mặt có thể xuất phát từ một số nguồn: tích lũy địa chất, phân hủy các hợp chất hữu cơ tự nhiên và sự thấm sâu của nitrate do kết quả của quá trình bón phân. Nitrogen ở dưới dạng nitrate và nitrite có thể được vận chuyển dưới dạng hòa tan. Tỷ lệ của chúng có thể biến động trong nước tưới ngầm phụ thuộc vào các dạng áp dụng của tưới ngầm. Nitrite rất độc, nhưng là một dạng trung gian của nitrogen nên thường hiện diện với nồng độ thấp trong nước [12].

Nước tưới ngầm nông nghiệp cũng chứa phosphore ở hai dạng vô cơ và hữu cơ. Hầu hết phosphore trong tưới ngầm mặt là ở dạng hữu cơ. Rất ít phosphore được tìm thấy trong nước tưới ngầm dưới mặt bởi vì nó được hấp thu mạnh trong các vùng đất khô hạn (Johnston và cộng sự, 1965; MacKenzie và Viets, 1974) và trong các vùng đất ẩm (Madramootoo và cộng sự, 1992) [10].

Kỹ thuật tưới ngầm góp phần bảo vệ để sử dụng hiệu quả nguồn nước. Nước tái sử dụng hoặc sử dụng cho phát triển nông nghiệp phải bền vững về mặt môi trường. Hiểu biết về nhu cầu chất lượng nước của các dòng hạ lưu có thể giúp phát triển các phương pháp giảm tải. Nhu cầu đầu tiên phải được xem xét là nước uống, nước cấp cho sản xuất công nghiệp, nông nghiệp, giải trí và thủy sản [8].

5. Ứng dụng kỹ thuật tưới ngầm để xử lý nước thải

Kỹ thuật tưới ngầm là tổng hợp của các quá trình xử lý hóa học, lý học và sinh học. Trong đó sinh học đóng vai trò quan trọng và chủ yếu vì nó được xem là một công cụ thiết yếu để loại thải cả hai loại chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ. Xử lý sinh học liên quan đến việc sử dụng các vi khuẩn như là một tác nhân gây ra các phản ứng chuyển hóa hoặc loại thải các thành phần ô nhiễm như các hợp chất hữu cơ, dưỡng chất và các vi lượng. Các phản ứng sinh học liên quan có thể chia làm 2 dạng tùy thuộc vào sự sử dụng oxy của vi khuẩn. Trong các hệ thống hiếu khí, O_2 được cung cấp và sử dụng bởi vi khuẩn để oxy hóa các hợp chất hữu cơ thành nước và CO_2 , cũng có thể oxy hóa khử các hợp chất trước khi chúng được thải ra ngoài môi trường. Hệ thống hiếu khí thường không gây ra mùi. Trong một hệ thống hiếu khí, oxy là chất nhận điện tử và nguồn carbon thường là chất cho điện tử trong các phản ứng

hóa sinh. Trong một hệ thống kỵ khí, không có sự hiện diện của oxy và vi khuẩn sử dụng các hợp chất khác thay vì oxy phân tử để thực hiện các quá trình chuyển hóa [6].

Các loại phản ứng sinh học có thể được chia thành 2 dạng: tăng cường chất rắn lơ lửng và tăng cường dính bám. Trong hệ thống tăng cường chất rắn lơ lửng, vi khuẩn được phát triển và duy trì ở dạng lơ lửng bởi sự trộn lẫn chất lỏng. Trong hệ thống tăng cường dính bám, vi khuẩn phát triển trên một lớp màng mỏng sinh học (gọi là biofilm) trên giám bám, như plastic hoặc cát. Cả hai quá trình này đều tồn tại đồng thời trong hệ kỹ thuật tưới ngầm và chúng có sự hỗ trợ tương hỗ lẫn nhau làm cho quá trình xử lý nước thải xảy ra hiệu quả hơn [6].

Với mật độ và số lượng dân đông đảo như hiện nay ở thành phố, việc xây dựng một nhà máy xử lý nước thải cho toàn bộ các nguồn nước thải của thành phố là rất khó khăn và tốn kém. Nhưng việc xử lý nước thải vệ sinh và sinh hoạt của người dân là dễ dàng hơn so với việc xử lý các loại nước thải khác như nước thải công nghiệp. Ngoài ra nước thải vệ sinh còn là một tiềm chất đạm rất tốt cho cây. Từ đó chúng tôi nhận thấy tại sau không tập trung nước thải sinh hoạt và nước thải vệ sinh của một cụm dân cư nhỏ lại thành từng cụm xử lý nhỏ với các phương tiện xử lý đơn giản, dễ làm, dễ bảo quản và dễ vận hành sửa chữa có hiệu quả cao.

Kỹ thuật tưới ngầm là hệ thống tập trung nước thải sinh hoạt và vệ sinh lại, sử dụng biện pháp lọc tự nhiên để giảm bớt vi sinh vật đường ruột có hại, đồng thời tận dụng thời gian lưu nước phân giải các hợp chất của urea thành NO_3^- mà cây có thể hấp thụ. Nước sau khi qua hệ thống sẽ không được thải thẳng ra sông hoặc sử dụng vào các mục đích khác như tưới cây, hồ cá.

6. Tìm hiểu một số tính chất của cỏ vetiver

Đặc tính hình thái: vetiver trông giống như một bụi sả to, mọc thẳng đứng, các thân xếp sát vào nhau tạo thành khóm dày đặc, vững chắc, có thể đạt chiều cao 3m trong điều kiện thuận lợi, rất khó ngã đổ. Vào các tháng mùa đông hoặc mùa khô, vetiver ở trạng thái nghỉ nhưng lá vẫn cứng, gắn chặt với chồi ngọn. Điều này cây chứng tỏ cây vẫn tiếp tục giữ

đất ở trạng thái nghỉ thậm chí khi chết. Vetiver có sức sống cao, nếu lớp bùn dày phủ chặt thân cây thì chồi ngọn sẽ mọc vươn lên trên bề mặt của lớp đất mới bồi [5].

Đặc tính sinh lý: vetiver thuộc nhóm thực vật C_4 , sử dụng CO_2 hiệu quả hơn theo con đường quang hợp bình thường. Hầu hết các thực vật C_4 đều sử dụng rất ít nước, một yếu tố giúp cây phát triển được trong điều kiện khô hạn. Thêm vào đó nó vẫn sinh trưởng tốt và cố định CO_2 với tốc độ cao, thậm chí cả khi khí khổng đóng cục bộ vì bị những áp lực của môi trường. Có thể nói cỏ vetiver có khả năng chịu đựng điều kiện khắc nghiệt của môi trường tốt hơn so với những cây trồng khác.

Đặc tính sinh thái: vetiver thích ứng rộng trong điều kiện khí hậu, đất đai, địa hình khắc nghiệt, chịu đựng và thích nghi nhanh với sự thay đổi của môi trường. Chịu được hạn hán trong nhiều tháng, sống được trong điều kiện ngập lũ đến 45 ngày và trong biên độ nhiệt từ $-10^{\circ}C$ đến $60^{\circ}C$. Phát triển tốt từ vùng đầm lầy ngang mực nước biển cho đến vùng núi cao 2600m; vùng có lượng mưa trung bình thấp 200mm hoặc rất cao 3000mm. Mọc nhanh lại sau khi chịu ảnh hưởng của hạn hán, sương muối, nước mặn và các hóa chất, độc chất trong đất, vẫn mọc lại sau khi bị gia súc ăn phần thân lá hoặc khi bị cháy rụi thân. Chịu được ngưỡng pH rộng từ 3 – 10.5. Vẫn sống và chịu được đất nghèo dinh dưỡng, đất nhiễm phèn, ngập mặn, đất nhiễm độc kim loại nặng như As, Cd, Cr, Cu, Zn, Pb, Hg, ...Có thể hạn chế sự phát triển của tảo [13].

Công dụng và ứng dụng của cỏ vetiver : Yếu tố cấu thành nên hệ thống vetiver chính là việc dùng cỏ vetiver trong các ứng dụng nông nghiệp cũng như ngoài nông nghiệp, cùng với việc sử dụng cỏ khô làm các sản phẩm thủ công, mái lợp nhà, môi trường trồng nấm, thức ăn gia súc, sản phẩm công nghiệp, thảo dược...Chính những đặc tính đa năng đa dụng, cỏ Vetiver được ứng dụng trong nhiều lĩnh vực như [5]:

- Kỹ thuật sạch – xanh: là kỹ thuật dùng thực vật, chủ yếu là cây trồng, để làm sạch đất nhiễm độc và lọc nước ô nhiễm. Cỏ vetiver được phát hiện là rất hiệu quả trong những ứng dụng như : Cải tạo đất, phục hồi đất hoặc nước bị ô nhiễm, ngăn ngừa và làm giảm tác hại của thiên nhiên.

- Cải tạo: sử dụng phương pháp cơ giới hoặc sinh học để phục hồi đất xấu hoặc bị thoái do các hiện tượng tự nhiên hoặc do quá trình canh tác.
- Phục hồi: Đây cũng là biện pháp dùng phương pháp cơ giới hoặc sinh học để phục hồi đất hoặc nước bị ô nhiễm. Vetiver có thể làm giảm sự suy thoái và ô nhiễm ở những vùng sau như chôn lấp chất thải đô thị, chất thải công nghiệp; phục hồi đất, ngăn chặn sự lan tràn của các chất ô nhiễm; phục hồi đất tại các hầm mỏ sau khai thác và cải tạo chất thải hầm mỏ; lọc nước ô nhiễm thải ra từ sông, suối, kênh... sản phẩm thải ra từ các ngành sản xuất, công nghiệp...

Ngoài ra sau khi thu hoạch cỏ vetiver có thể dùng để lợp nhà, trồng nấm, nguyên liệu thô làm đồ mỹ nghệ, vật liệu ủ gốc giữ ẩm cho cây trồng, nguyên liệu thô cho quá trình chế biến các sản phẩm công nghiệp.

7. Thành phần vi sinh vật tham gia trong quá trình xử lý nước thải và các quá trình sinh học diễn ra trong hệ thống

Thành phần vi sinh vật tham gia trong quá trình xử lý nước thải: Vi sinh vật xâm nhập vào nước là từ đất, phân, nước tiểu,Số lượng và chủng loại vi sinh vật trong nước phụ thuộc vào nhiều yếu tố, nhất là những chất hữu cơ hoà tan trong nước, các chất độc, pH môi trườngTrong nước có nhiều loại vi sinh vật như : vi khuẩn, nấm men, nấm mốc, xoắn thể, xạ khuẩn, virus, thực khuẩn thể, nhưng chủ yếu là vi khuẩn.

7.1. Hệ vi sinh vật trên cây

Đất đai ở vùng khí hậu nhiệt đới phần lớn là đất có nguồn gốc từ lớp đá mẹ cổ, vốn nghèo dinh dưỡng, đất bị acid hoặc bị nhiễm độc, nhưng cỏ vetiver vẫn tồn tại và phát triển bình thường mà không cần bổ sung thêm phân đạm hay lân. Theo những nghiên cứu mới đây có khá nhiều vi sinh vật đất được phát hiện quanh hệ rễ vetiver, trong đó vi khuẩn và nấm là tiêu biểu. Các vi sinh vật xâm nhập vào mặt trên rễ, tạo thành nguồn dẫn truyền dinh dưỡng nối đất với cây, rễ tiết ra polysaccharide là chất hữu cơ hoà tan giúp cho sự chuyển hoá sinh học của đất và sự thích nghi của cây. Vi sinh vật gắn liền với rễ vetiver là các vi khuẩn cố định đạm, vi khuẩn hoà tan lân, các nấm rễ và các vi khuẩn phân giải

cellulose... sản xuất chất dinh dưỡng cho sự phát triển và thúc đẩy các hormone sinh trưởng thực vật tác động trực tiếp lên vetiver [10].

Vi khuẩn: Vi khuẩn cố định đạm, hiện diện ở bề mặt rễ, trong các gian bào, hoặc trong các tế bào rễ đã chết, có vai trò quan trọng trong việc cung cấp đạm cho vetiver, sản xuất enzyme chuyển hoá N tự do thành N sinh học dưới dạng N – ammonia cho cây hấp thụ. Các loài vi khuẩn này có thể kể đến là: Azospillum, Azotobacter, *A. alicaligen*, Bacillus, Bajerinckia, Enterobacter.

Vi khuẩn điều hoà sự dinh dưỡng của cây: Chất điều hoà sinh trưởng là những chất hữu cơ ảnh hưởng đến sinh lí của cây ở nồng độ rất thấp như Auxins, Gibberellins, Cytokinins, Ethylene và acid Abscisic. Chất điều hoà sinh trưởng cũng bao gồm cả những chất chuyển hoá từ vi khuẩn. Nhiều hormone thực vật được sản xuất bởi các vi khuẩn cố định đạm như Azotobacter, Azospillum, Bacillus và Pseudomonas góp phần thúc đẩy sự phát triển và sự tái sinh của bộ rễ, đồng thời giúp cây kháng được bệnh.

Vi khuẩn hoà tan lân: một số vi khuẩn đất đặc biệt là vi khuẩn thuộc họ Bacillus và Pseudomonas, có khả năng chuyển hoá lân không hoà tan trong đất thành dạng hoà tan bằng cách tiết ra các acid hữu cơ như acid formic, propionic, lactic, glycolic, fumaric, succinic. Các acid này làm giảm pH và thúc đẩy sự phân giải phosphate. Đất ở vùng nhiệt đới thường nghèo lân, do vậy các vi khuẩn này có vai trò quan trọng đối với sự sinh trưởng và phát triển của cỏ vetiver.

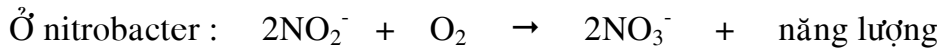
Nấm: Nấm phân giải phosphate thuộc họ Penicillium và Aspergillus, chuyển hoá phosphate không tan trong đất thành dạng hoà tan hữu dụng cho vetiver.

Nấm rễ, cộng sinh với rễ, nhóm này gồm 5 họ: Glomus, Gigaspora, Acaulospora, Scheocystis và Endogone. Chúng có tác dụng thúc đẩy quá trình hút chất dinh dưỡng đa lượng và vi lượng nhằm tăng sức sống cho cây.

7.2. Vi sinh vật trong đất

Vi sinh vật sẽ có khả năng gây ô nhiễm môi trường ở những nơi mà dòng chảy đi qua và tiếp nhận chất ô nhiễm tại vị trí đó. Đánh giá sự ô nhiễm vi sinh vật dựa vào nồng độ

Vi khuẩn dị dưỡng: loại vi khuẩn này có khả năng oxy hoá chất hữu cơ để thu năng lượng và sử dụng CO₂ làm nguồn carbon cho quá trình sinh tổng hợp gồm có : vi khuẩn nitrate hoá, vi khuẩn sắt, vi khuẩn lưu huỳnh... các phản ứng oxy hoá xảy ra như sau:



Nấm và vi sinh vật khác: Các nhóm vi sinh vật khác như : nấm men, nấm mốc, xạ khuẩn có trong nước thải nhưng ít hơn vi khuẩn, chúng cũng là những vi sinh vật dị dưỡng và hiếu khí, các loài nấm có khả năng phân huỷ các hợp chất hữu cơ, nhiều loài nấm phân huỷ được cellulose, hemicellulose và đặc biệt là lignin.

8. Các quá trình sinh học diễn ra trong hệ thống

Tác dụng xử lý chất thải của vi sinh vật: Vi khuẩn trong đất tự nhiên tồn tại một hệ vi khuẩn rất phong phú và đa dạng có khả năng phân huỷ các hợp chất phức tạp, độc hại có trong chất thải một cách hiệu quả. Ngay ở trong nước thải cũng tồn tại một lượng lớn vi khuẩn có chức năng phân huỷ các chất, đây là nguồn xử lý hiệu quả.

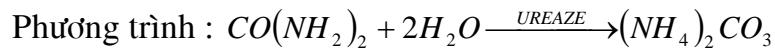
Trong hệ thống vi sinh vật phân ra làm 3 dạng sinh sống tùy thuộc vào vị trí của tầng đất nó sinh sống: Ở lớp đất bề mặt có độ rỗng cao, tươi xốp, nhiều mùn, tiếp xúc không khí tốt sẽ tồn tại chủ yếu là vi khuẩn hiếu khí, ở tầng đất giữa với điều kiện hiếu khí không thường xuyên đặc biệt là lúc có nước thì tồn tại những loại vi khuẩn yếm khí tùy nghi và ở lớp đất cuối cùng không khí không lọt tới thì chủ yếu là vi khuẩn kỵ khí. Cả 3 đều có những chức năng riêng biệt trong quá trình phân huỷ các chất trong nước thải.

9. Các quá trình xử lý

9.1. Quá trình loại bỏ nitrogen

a. Sự amon hoá urea:

Urea chiếm khoảng 2,2% trong nước tiểu, thành phần Nitrogen chiếm khoảng 46,6% trong urea. Để amon hoá urea đầu tiên các vi khuẩn tiết ra enzyme urease biến urea thành carbonate ammonium rồi sau đó biến thành NH₃, NH₄⁺, CO₂ và H₂O.

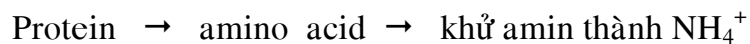


Ngoài ra trong nước tiểu còn có acid uric. Khi acid uric tồn tại trong đất, qua thời gian sẽ bị phân huỷ thành urea và acid trartronic, sau đó sẽ tiếp tục phân huỷ thành NH_3 .

Nhiều loài vi khuẩn có khả năng amon hoá urea như *Planosarcina urea*, *Bacillus*, *Proteus vulgaris*. Đa số các sinh vật này hiếu khí hoặc hiếm khí tùy nghi, chúng ưa thích pH trung tính hoặc hơi kiềm.

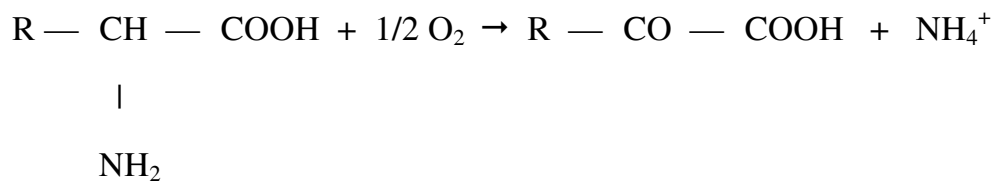
b. Sự amon hóa protein:

Quá trình khoáng hóa protein thành NH_4^+ trải qua các giai đoạn sau:

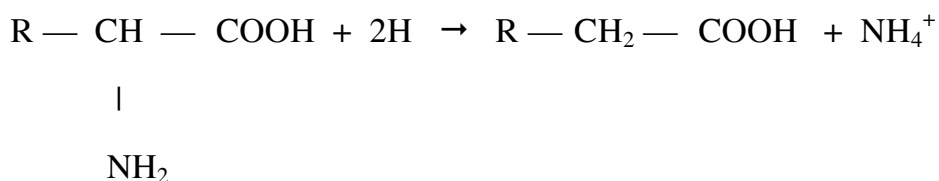


Có hai quá trình khoáng hóa protein thành NH_4^+ là quá trình khử và quá trình oxy hóa.

- Quá trình oxy hóa



- Quá trình khử

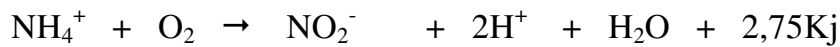
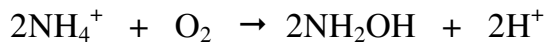


Các sinh vật có khả năng amon hóa protein trong đất là: *Bacillus*, *Mesentrius*, *Bacillus Subtilis*, *Pseudomonas fluourescens*, *Clostridium sporogenes*...

Quá trình nitrate hóa: quá trình này gồm 2 giai đoạn: quá trình biến NH_3 thành NO_2^- được thực hiện bởi nhóm vi khuẩn nitrosomonas và quá trình chuyển NO_2^- thành NO_3^- bởi nhóm nitrobacter.

c. Quá trình nitrite hóa :

Các vi khuẩn oxy hóa nitrite hóa qua trung gian NH_2OH



Các vi khuẩn thực hiện việc này đều là những vi khuẩn hiếu khí như *Nitrosomonas eropaea*, *Nitrosomonas oligocarbogenes*, *Nitrosospiara*, *Nitrosococcus* ...

d. *Quá trình nitrate hóa:*

Được thực hiện bởi vi khuẩn hiếu khí nitrobacter chúng có khả năng oxy hóa NO_2^- thành NO_3^- và tạo năng lượng. Năng lượng này được dùng để đồng hóa CO_2 , bicarbonate, carbonate thành đường.



Các vi khuẩn thực hiện quá trình này là các loài tự dưỡng hiếu khí *Nitrobacter agilis*, *Nitrobacter uinogradski* và các vi khuẩn khác như *Nitrospira*, *Nitrococcus* hoặc là các vi khuẩn dị dưỡng hiếu khí *Pseudomonas*, *Corynebacterium*. Nhiệt độ tối ưu cho quá trình này là 30°C

e. *Quá trình phản nitrate*

Có hai cơ chế song song trong quá trình khử nitrate đó là cơ chế đồng hóa và cơ chế dị hóa.

- **Quá trình đồng hóa (Assimilative denitrification):** Trong quá trình này, nitrate được vi sinh vật và thực vật hấp thu chuyển chúng thành nitrite, sau đó là ammonia. Ammonia sẽ được dùng để tổng hợp proteion và acid nucleic. Sự khử nitrate được thực hiện bởi nhiều enzyme nitrate reductase. Sự hiện diện của oxy không ảnh hưởng gì đến hoạt động của enzyme này. Vi khuẩn đồng hóa là *Pseudomonas aeruginosa*.
- **Quá trình phản nitrate dị hóa (dissimilatory denitrification):** đây là hô hấp hiếu khí trong đó nitrate đóng vai trò chất nhận điện tử cuối cùng, nitrate bị khử thành nitrous oxide (N_2O) và N_2 , trong đó N_2 là sản phẩm chính của quá trình. Các vi sinh vật tham gia vào quá trình phản nitrate là những vi sinh vật tự dưỡng hay dị dưỡng hiếu khí.

Khi môi trường không có oxy thì chúng chuyển qua hô hấp yếm khí sử dụng nitrate làm chất nhận điện tử.



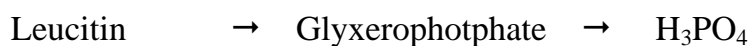
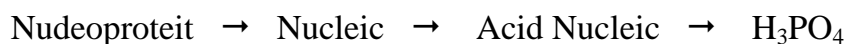
Các sinh vật tham gia trong quá trình này rất đa dạng thuộc nhiều chi như: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Propioni bacterium*,...

Như vậy, để quá trình khử nitrogen xảy ra hiệu quả thì ta phải duy trì tình trạng hiếu khí ở lớp đất trên bề mặt và tình trạng kỵ khí ở lớp đất tầng dưới để kết hợp hiệu quả cho quá trình nitrate và phản nitrate.

9. 2. Quá trình khử phosphore

Trong nước thải có các dạng phosphore chủ yếu như Orthophosphate (PO_4^{3-}) các polyphosphate và các hợp chất phosphore hữu cơ. Đầu tiên các hợp chất phosphore này được một nhóm vi sinh vật phân hủy thành các dạng hợp chất vô cơ khó tan và dễ tan.

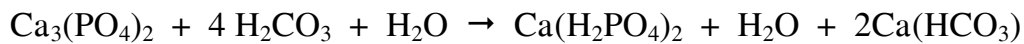
- Quá trình khoáng hóa lân hữu cơ: sự chuyển hóa các hợp chất phosphore hữu cơ thành muối của H_3PO_4 được thực hiện bởi nhóm vi sinh vật phân hủy hợp chất hữu cơ. Những vi sinh vật này có khả năng tiết ra enzyme phosphatase làm xúc tác cho quá trình phân giải.



Nhóm vi khuẩn có khả năng thực hiện quá trình này đều thuộc 2 chi: *Bacillus* và *Pseudomonas* như: *Bacillus Megatherium*, *Bacillus Mycoides*.

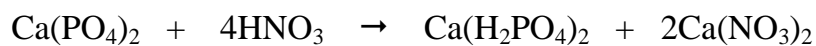
- Quá trình biến lân vô cơ khó tan thành dạng dễ tan.

Về cơ chế quá trình phân giải phosphore vô cơ do vi sinh vật cho đến nay vẫn còn nhiều tranh cãi. Nhưng đại đa số các nhà nghiên cứu đều cho rằng sự sinh acid trong quá trình sống của một số nhóm vi sinh vật đã làm cho nó có khả năng chuyển các hợp chất phosphore khó tan sang dễ tan. Đa số các vi sinh vật có khả năng phân giải lân vô cơ đều sinh CO_2 trong quá trình sống, CO_2 sẽ phản ứng với H_2 trong môi trường tạo thành phosphate dễ tan theo phương trình sau:

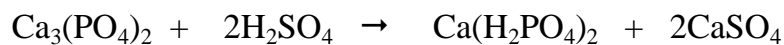


Dạng không tan dạng dễ tan dạng dễ tan

Các dạng dễ tan này được cây trồng hấp thụ. Ngoài ra các vi khuẩn nitrate hóa sống trong đất cũng có khả năng phân giải lân vô cơ do nó có khả năng chuyển NH_3 thành NO_2^- rồi NO_3^- , NO_3^- sẽ phản ứng với H^+ tạo thành HNO_3 , HNO_3 sẽ phản ứng với phosphate khó tan tạo thành dạng dễ tan.

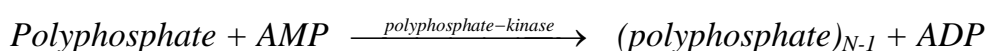


Các vi khuẩn sulphate cũng có khả năng phân hủy phosphate khó tan do sự tạo thành H_2SO_4 trong quá trình sống.



Các loài có khả năng phân hủy mạnh là *Bacillus Megatherium*, *Bacillus Mycodes*, *Pseudomonas*, *Vadiobacter*, *Pseudomonas Gracilis*... Hầu hết chúng là vi khuẩn hiếu khí và trong quá trình phân giải chúng đều làm giảm pH của môi trường.

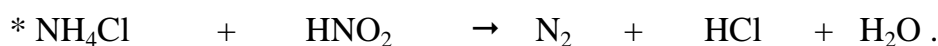
Một số loài vi khuẩn có khả năng tích lũy polyphosphate trong tế bào, khoảng 1 – 3% trọng lượng khô của tế bào. Enzyme polyphosphate kinase xúc tác quá trình này trong sự hiện diện của Mg^{2+} , bằng cách chuyển nhóm phosphoryl từ ATP sang chuỗi polyphosphate.

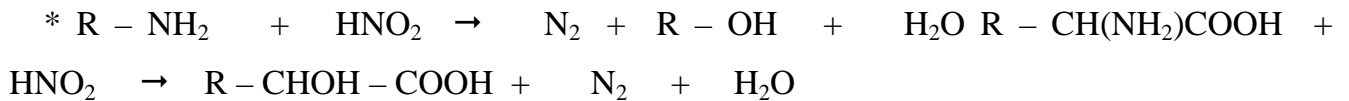


Như vậy quá trình loại bỏ phosphate được diễn ra tốt thì phải duy trì tình trạng hiếu khí để các vi khuẩn hiếu khí có điều kiện tổng hợp polyphosphate trong tế bào hoặc thủy phân nó thành dạng lân dễ tan để cây có thể hấp thụ, pH của quá trình nên duy trì từ 5 – 7.

9.3. Quá trình biến đổi hóa học

Trong thành phần nước thải chủ yếu là urea, các hợp chất của ammonia. Khi bơm nước thải vào hệ thống qua thời gian, dưới tác dụng của nhiệt độ và các chất xúc tác, xảy ra một số phản ứng, đặc biệt là phản ứng nitrate hóa.

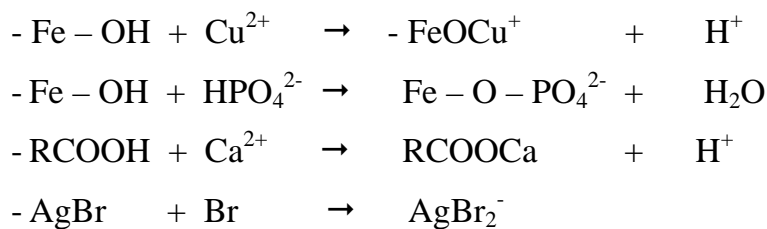




Ngoài ra, dưới tác dụng của H₂SO₄ do vi khuẩn oxy hóa lưu huỳnh sinh ra còn giúp phân giải các hợp chất hữu cơ phức tạp thành đơn giản, giúp vi sinh vật có thể hấp thu được.

9.4. Khả năng kết dính hóa học của keo đất.

Dưới tác dụng của các khoáng sét mang điện tích chủ yếu là khoáng thứ sinh như sét silicat, các oxide sắt mang điện tích dương, khoáng limonithite (Fe₂O₃.3H₂O), hematite (Fe₂O₃.nH₂O), geothie (HFeO₂) có đường kính từ 0.2 – 10 μm có khả năng giữ nước chặt giúp giữ kèm các chất đi cùng, ngoài ra điện tích bề mặt của hạt keo đất trái dấu với các phân tử hữu cơ, nó còn là giá thể hữu hiệu để kết dính các phân tử hữu cơ trên. Cơ chế hệ keo là do sự hình thành của các phức chất tan, chất bề mặt.



Nếu ở vùng pH cao hạt keo sẽ tích điện dương và ở vùng pH thấp hạt keo sẽ tích điện âm.

9.5. Xác định khả năng giữ nước của đất

$$\theta_w = \frac{W_u}{W_s}$$

θ_w : Độ thấm của đất

W_u : Trọng lượng nước trong đất

W_s : Trọng lượng đất sau sấy

Các hạt keo sét: keo gibbsite mang điện tích âm, keo HFeO₂ mang điện tích dương, keo hữu cơ thường mang điện tích âm nhưng cũng có thể được bao xung quanh bởi cation nên mang điện tích âm.

Thường các dạng chất hữu cơ và vi sinh vật gây bệnh đều mang điện tích âm nên dễ kết bám với vi khuẩn gây bệnh tốt nên tăng lượng cation bám trên hạt đất bằng cách giảm pH.

9.6. Khả năng loại bỏ các vi sinh vật gây bệnh.

Những yếu tố chính có ảnh hưởng đến sự tồn tại của vi khuẩn gây bệnh đường ruột trong đất là nhiệt độ, độ ẩm đất, ánh sáng mặt trời, pH, chất hữu cơ, chất vô cơ, loại vi khuẩn trong hệ sinh thái cạnh tranh.

Các yếu tố chính ảnh hưởng đến sự tồn tại của vi sinh vật gây bệnh.

Yếu tố	Ảnh hưởng
+ Yếu tố vật lý Nhiệt độ Khả năng giữ nước Ánh sáng Kết cấu đất	Sống lâu hơn trong nhiệt độ thấp Khả năng sống thấp trong nước có độ thấm thấp Khả năng sống thấp dưới ánh sáng mặt trời Đất sét và đất mùn làm tăng sự giữ nước do đó tăng khả năng kết bám vi sinh vật.
+ Yếu tố hóa học pH Ion dương Chất hữu cơ	Ảnh hưởng đến tính hấp thu của đất, đặc biệt là với virus. Một vài cation như (Mg^{2+}) có khả năng ổn định nhiệt độ cho virus. Ảnh hưởng đến sự tồn tại và phát triển của vi sinh vật đất, làm tăng tính cạnh tranh.
+ Yếu tố sinh học, cạnh tranh sinh hóa	Sống lâu hơn trong đất tiệt trùng

9.7. Khả năng di chuyển của vi sinh vật trong đất

Do có kích thước nhỏ, các vi khuẩn gây bệnh có thể lọc qua các hạt đất. Ngoài ra do vi khuẩn có tích điện, chúng có thể bám trên các hạt đất. Các điều kiện làm tăng sự hấp thụ

của vi sinh vật trên đất gồm có sự hiện diện của carbon (ví dụ đất được bao bọc bởi ion sắt có thể hấp thu được tới $6,9.10^8$ vi sinh vật đất), khoáng kim loại của đất sét tạo các vị trí bám. Lượng mưa lớn tạo điều kiện cho sự di chuyển của các vi sinh vật trong đất. Ngược lại, hạn hán làm hạn chế sự di chuyển này.

Các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình di chuyển của vi sinh vật gây bệnh trong đất.

Yếu tố	Đặc tính
Loại đất	Đất mịn giữ vi sinh vật hiệu quả hơn đất có cấu tạo hạt lớn. Các oxide sắt làm tăng tính hấp thụ của đất.
Sự lọc	Sự lọc vi khuẩn trên bề mặt đất và sự tạo thành màng sinh học trên hạt đất làm tăng khả năng bám của vi sinh vật.
pH	pH sẽ là tăng tính hấp thụ.
Cation	Hấp thụ tăng khi có sự hiện diện của các cation. Nước mưa có thể làm virus tách khỏi hạt đất do tính dẫn điện thấp.
Chất hữu cơ hòa tan	Cạnh tranh vị trí bám với vi sinh vật. Acid humic và acid fulvic làm tăng tính bám của virus trên hạt đất.
Loại vi sinh vật	Tính bám trên đất thay đổi theo chủng loại vi sinh vật bám trên đất.
Tốc độ chảy	Tốc độ chảy cao, tính bám vi sinh vật thấp

Như vậy hệ thống xử lý bằng kỹ thuật tưới ngầm chỉ thực sự có hiệu quả khi tổng hòa các mối quan hệ, các quá trình sinh học, hóa học, lý học diễn ra hiệu quả. Tuy nhiên đây là một hệ thống bán tự nhiên cho nên có cũng chịu ảnh hưởng của một số yếu tố bên ngoài.

Những yếu tố bên ngoài ngày có thể tác động trực tiếp, gián tiếp, có lợi hoặc có hại. Nhưng nhìn chung hệ thống xử lý này rất phù hợp với điều kiện khí hậu ở nước ta, với nguồn năng lượng của ánh sáng mặt trời đủ dư để thiết kế và xây dựng hệ thống này. Ngoài ra hệ thống này giảm có thể làm giảm được một lượng chi phí đáng kể cho việc thiết kế, xây dựng và vận hành nên đạt được hiệu quả kỹ thuật và kinh tế cao.

III. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

1. Thời gian và địa điểm nghiên cứu:

Nghiên cứu được tiến thành trong 18 tháng (6/2003 – 12/2003).

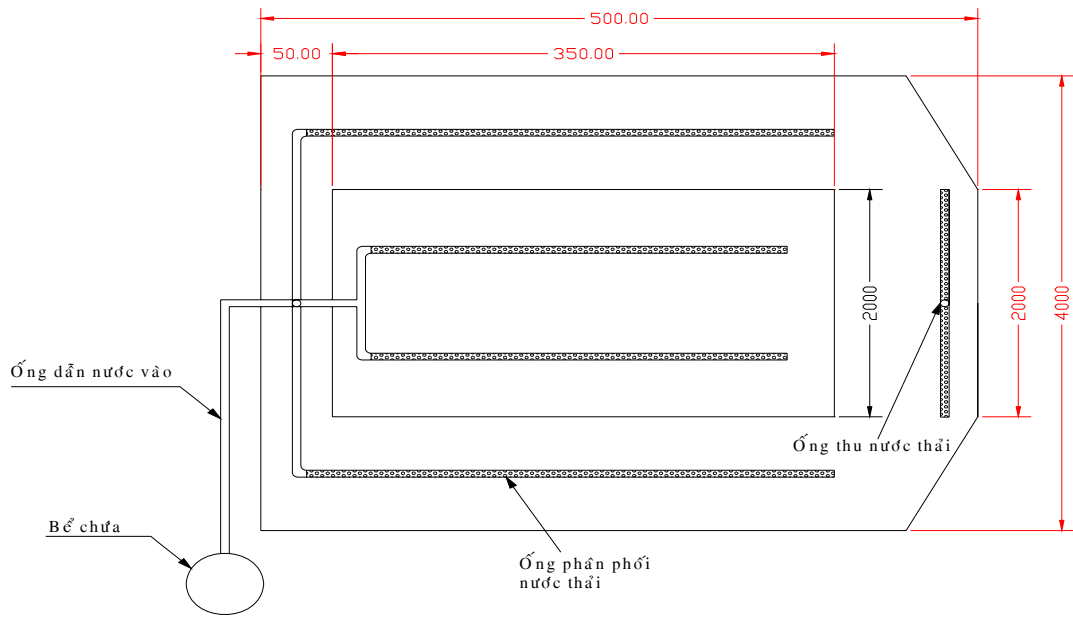
Các nghiên cứu và phân tích được thực hiện tại TT Nghiên cứu và Bảo vệ Môi trường, Phòng TN Công nghệ Sinh học Môi trường – ĐH Nông Lâm – TP. HCM

Mô hình xử lý được thiết kế và xây dựng tại Vườn sinh thái Khoa Công Nghệ Môi Trường - Đại học Nông Lâm.

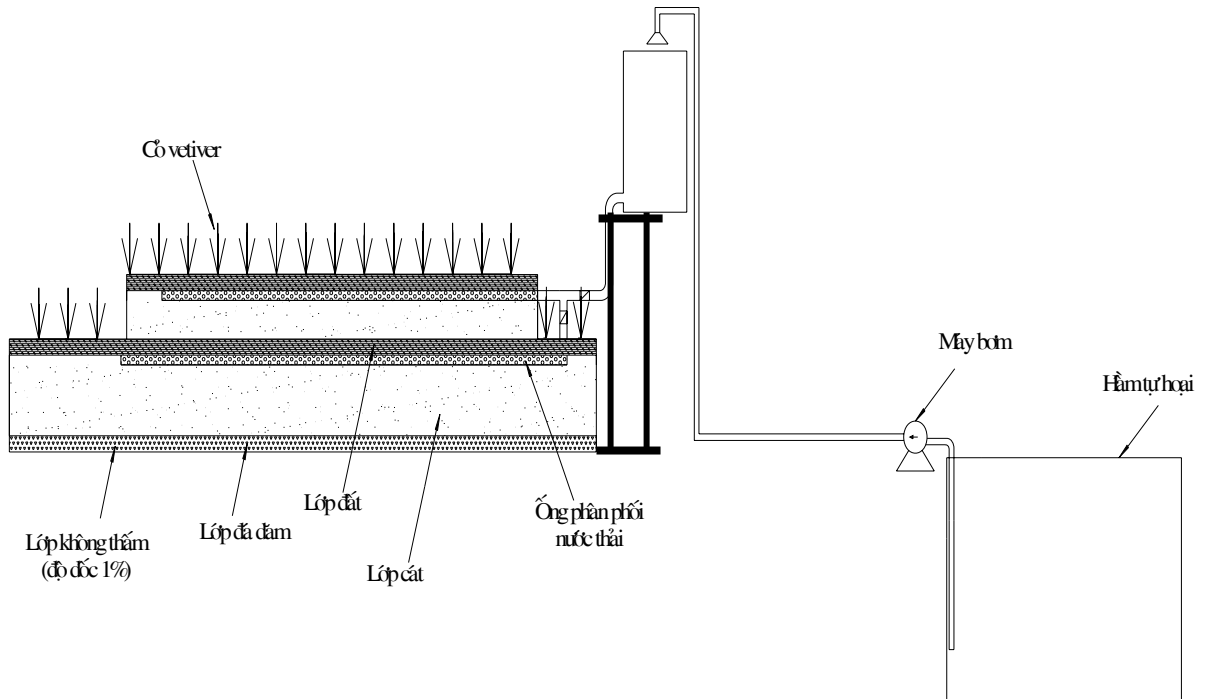
2. Vật liệu thí nghiệm

2.1. Mô tả mô hình xử lý nước thải.

Hệ thống bao gồm hai tầng được xây dựng bằng gạch. Tầng dưới cao 0,7m, dài 5m, rộng 4m đáy lót lớp bê tông để nước không thấm xuống, lớp bê tông nghiêng 1% về phía đầu thu nước. Nước thải được dẫn vào theo hai ống dẫn có đục lỗ, cách thành 50cm, mỗi ống dài 3.75m, phía đầu thu nước là một hệ thống ống thu cấp tường, trên có đổ lớp sỏi để tránh đất lọt vào ống thu gây tắc nghẽn ống thu. Tầng trên cao 0.5m, rộng 2.0m, dài 3.5m, có hai ống đục lỗ đưa nước vào dài 2,8m, mỗi ống cách tường 50cm. Hệ thống có công trình phụ là bể chứa định lượng 500 lít. Nước được bơm lên bể định lượng bằng máy bơm ly tâm. Trên hệ thống được phủ dày đất pha sét đảm nhiệm chức năng là lớp lọc tự nhiên. Trên bề mặt của hệ thống trồng cỏ vetiver để tăng cao hiệu suất xử lý của mô hình.



Hình 1. Sơ đồ thiết kế hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt ngoài thực tế (mặt cắt ngang).



Hình 2. Sơ đồ thiết kế hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt (mặt cắt dọc)

2.2. Vận hành mô hình

Thời gian đầu mô hình vận hành mà không có cỏ vetiver. Thời gian vận hành là 30 ngày.

+ 10 ngày đầu: bơm với lưu lượng $0.5\text{m}^3/\text{ngày}$. Lấy nước đầu vào và nước đầu ra để phân tích chỉ tiêu nhiệt độ, pH, tổng chất rắn hòa tan (TDS), COD, N tổng cộng, P tổng cộng và coliform

+ 10 ngày tiếp: bơm với lưu lượng $1\text{m}^3/\text{ngày}$, phân tích các chỉ tiêu trên.

+ 10 ngày cuối: bơm với lưu lượng $2\text{m}^3/\text{ngày}$, phân tích các chỉ tiêu trên.

Trồng cỏ vetiver và theo dõi sự phát triển của chúng trong 30 ngày (với mật độ 25 bụi/ 1m^2), mỗi bụi cách nhau 20cm. Trong thời gian trồng cỏ vetiver, tiến hành bơm nước thải với lưu lượng tăng dần từ 1 – 2 $\text{m}^3/\text{ngày}$

Lúc này cỏ vetiver đã trưởng thành với kích thước thân và lá từ 70 – 100cm. Tiến hành bơm nước thải vào mô hình trong 60 ngày với lưu lượng $2\text{m}^3/\text{ngày}$ và phân tích các chỉ tiêu COD, nitrogen, phosphore để đánh giá chất lượng nước thải đầu vào và đầu của mô hình xử lý.

Theo lưu lượng trên thì thời gian lưu nước trong hệ thống là 5 ngày do đó các chỉ tiêu được phân tích được tính theo tổng thời lượng là 5 ngày.

3. Phân tích các chỉ tiêu sinh hóa

Nhiệt độ, pH và độ đục được đo bằng các máy đo chuyên dùng.

Phân tích COD, nitrogen và phosphore theo phương pháp chuẩn (Standard Method) [14]. Các chỉ tiêu vi sinh được định tính và định lượng trong những môi trường nuôi cấy kiểm định đặc trưng [2].

IV. KẾT QUẢ VÀ BÀN LUẬN

1. Tổng rắn lơ lửng (TDS).

Tổng chất rắn lơ lửng có sự chênh lệch đáng kể giữa nước đầu vào và đầu ra. Chất rắn lơ lửng đầu vào biến động từ 350 – 450 mg/l, chất rắn đầu ra trước khi được xử lý qua đất, không có cỏ vetiver biến động trong khoảng 200 – 250 mg/l. Trong khi đó tổng chất rắn lơ lửng nước sau khi xử lý, với sự hiện diện của lớp cỏ phủ bề mặt, biến động từ 20 – 30 mg/l. Điều đó cho thấy tổng lượng chất rắn giảm đáng kể sau khi qua mô hình xử lý, đặc biệt với sự hiện diện của lớp cỏ phủ bề mặt càng làm tăng cường khả năng xử lý nước thải của mô hình.

2. Nhiệt độ.

Nhiệt độ của nước thải đầu vào và đầu ra của nước thải không có sự chênh lệch đáng kể. Nhiệt độ nước thải đầu vào thường cao hơn nước thải đầu ra từ 1 – 2⁰C. Nhiệt độ nước thải đầu vào và đầu ra biến động trong khoảng 28 – 32⁰C.

3. pH.

pH có sự chênh lệch đáng kể giữa nước thải đầu vào và nước thải sau khi xử lý. pH nước thải đầu vào thường thấp, biến động trong khoảng 4.3 – 5.2. Trong khi đó pH của nước thải đã được xử lý biến động trong khoảng 6.5 – 7.8. Điều này có thể giải thích quá trình phân giải kỵ khí các chất trong nước thải khi còn trong bể tự hoại đã làm giảm đáng kể pH của nước thải. Trong khi đó quá trình xử lý bằng kỹ thuật tưới ngầm là kết hợp của hai quá trình xử lý kỵ khí và hiếu khí, trong đó xử lý hiếu khí chiếm ưu thế, cho nên đã làm tăng pH của nước thải đến mức trung tính hoặc hơi kiềm.

4. Hiệu suất xử lý nước thải trước khi trồng cỏ vetiver

Sau khi thiết kế và xây dựng xong mô hình xử lý nước thải, chúng tôi vận hành mô hình trong thời gian 30 ngày, là thời gian đủ để vi sinh vật trong nước thải bám vào các xoang và hạt đất, cũng chính là thời gian để vi sinh vật thích nghi và phát triển. Chúng tôi

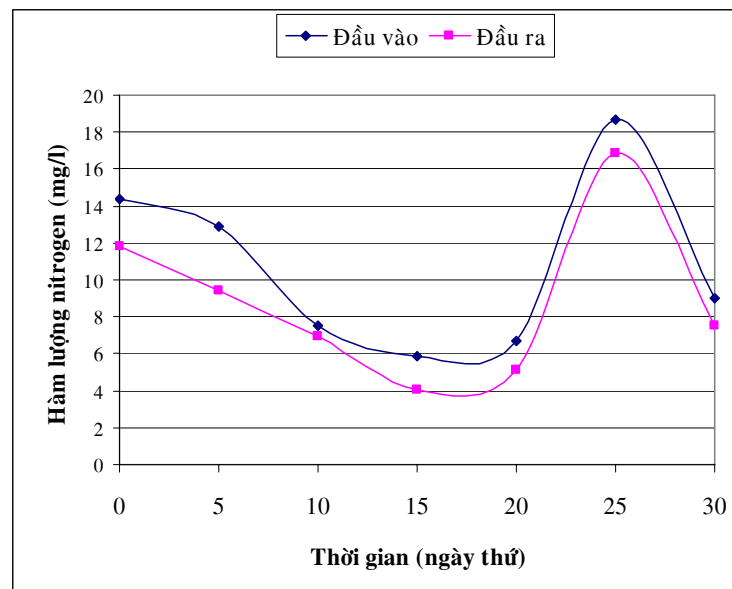
tiến hành phân tích các chỉ tiêu, nhằm khảo sát khả năng xử lý nước thải của đất khi chưa có thảm thực vật.

Tiến hành phân tích các chỉ tiêu để đánh giá hiệu quả xử lý nước thải của mô hình khi chưa trồng cỏ vetiver. Kết quả phân tích được tổng kết trong khoảng cách về thời gian là 5 ngày.

Chỉ tiêu nitrogen

Bảng 1: Kết quả phân tích nitrogen

Thời gian (ngày thứ)	Nitrogen (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ ²	% hấp thu
0 ¹	14.4	11.8	2.6	18.06
5	12.9	9.4	3.5	27.13
10	7.54	6.98	0.56	7.43
15	5.89	4.05	1.84	31.24
20	6.73	5.15	1.58	23.48
25	18.7	16.9	1.8	9.63
30	9.03	7.56	1.47	16.28



Đồ thị 1. Sự biến thiên nồng độ hàm lượng nitrogen đầu vào và đầu ra

¹ Ngày đầu tiên

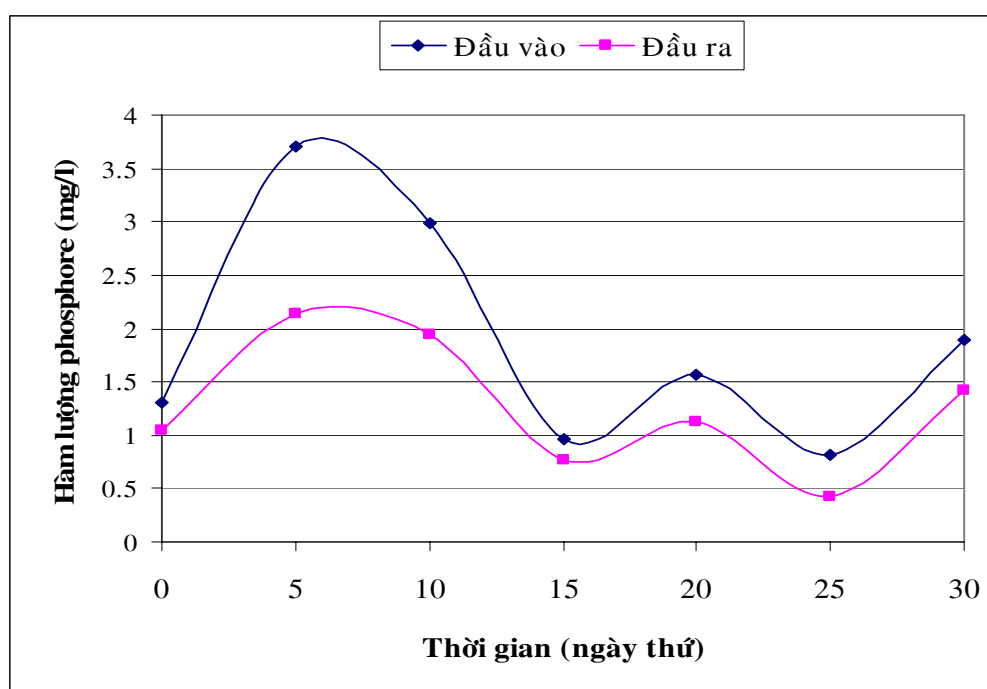
² Lượng được loại ra khỏi nước thải

Qua bảng 1 và đồ thị 1 cho thấy hàm lượng nitrogen ra khỏi mô hình giảm không đáng kể và hiệu xuất xử lý nitrogen của mô hình thấp, dưới 32%.

Chỉ tiêu phosphore

Bảng 2. Kết quả phân tích chỉ tiêu phosphore

Thời gian (ngày thứ)	Phosphore (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ	% hấp thu
0	1.3	1.05	0.25	19.23
5	3.7	2.14	1.56	42.16
10	2.98	1.95	1.03	34.56
15	0.97	0.76	0.21	21.65
20	1.56	1.12	0.44	28.21
25	0.82	0.43	0.39	47.56
30	1.9	1.42	0.48	25.26



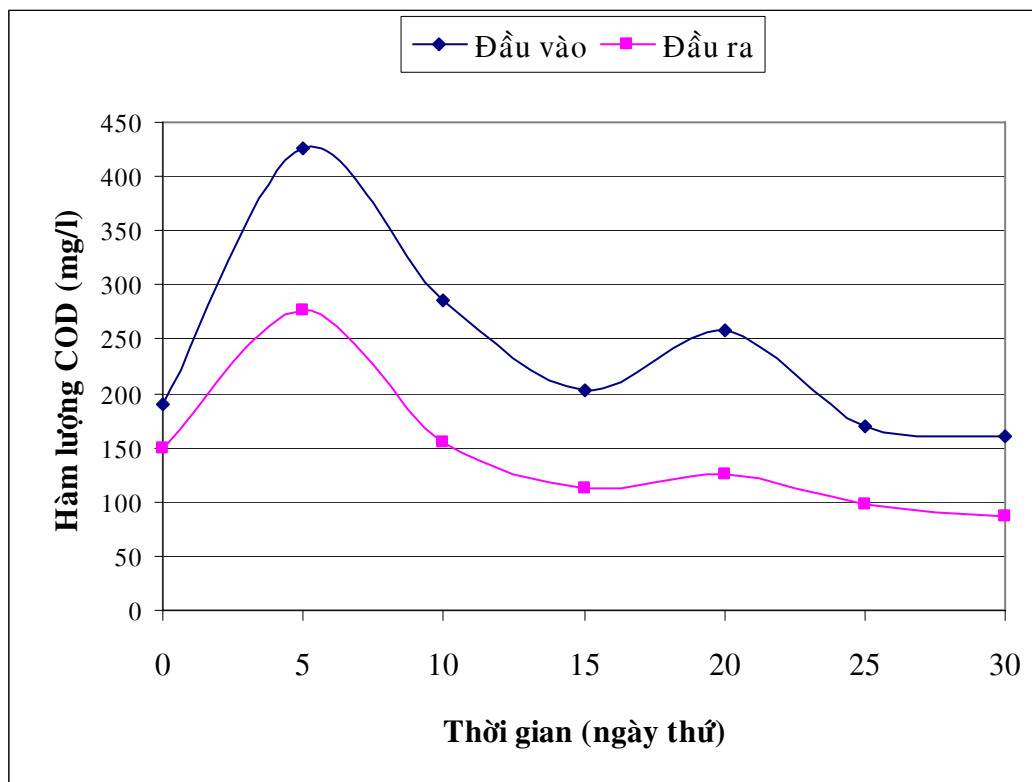
Đồ thị 2. Sự biến thiên hàm lượng phosphore đầu vào và đầu ra của mô hình

Qua bảng 2 và đồ thị 2 cho thấy có sự chênh lệch hàm lượng phosphore giữa đầu vào và đầu ra của mô hình xử lý. Tuy nhiên, hiệu xuất xử lý phosphore của mô hình vẫn chưa cao. Có thể do thời gian thích ứng của các vi sinh vật chuyển hóa phosphore trong mô hình kéo dài, cho nên chúng chưa đạt hiệu quả cao trong xử lý phosphore.

Chỉ tiêu COD

Bảng 3. Kết quả phân tích chỉ tiêu COD

Thời gian (ngày thứ)	COD (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ	% hấp thu
0	189.4	150.2	39.2	20.7
5	426.7	275.8	150.9	35.36
10	285.4	154.3	131.1	45.94
15	202.25	112.8	89.45	44.23
20	258.7	125.9	132.8	51.33
25	170.1	98.5	71.6	42.09
30	160.9	87.3	73.6	45.74



Đồ thị 3. Sự biến thiên COD của mô hình

Bảng 3 và đồ thị 3 cho thấy mô hình đã làm giảm một lượng đáng kể COD, nhưng vẫn chưa đạt được hiệu quả xử lý tối ưu. Hiệu suất xử lý còn thấp, dưới 52%.

5. Hiệu suất xử lý nước thải sau khi trồng cỏ vetiver

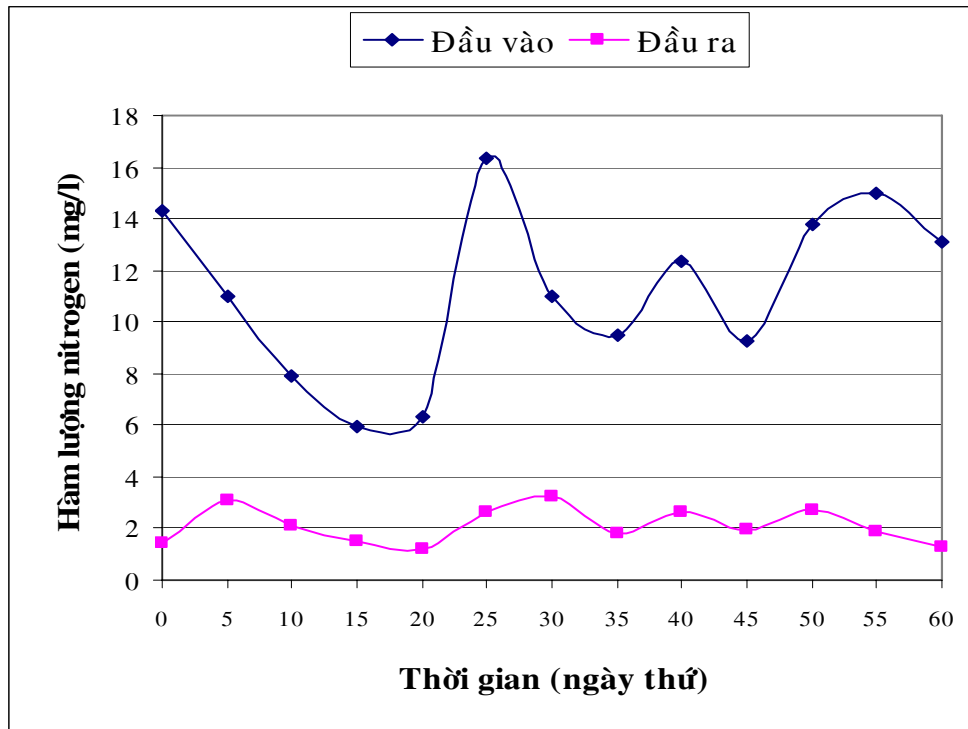
Sau một thời gian ổn định hệ thống, cỏ vetiver đủ lớn để phủ toàn bộ bề mặt của mô hình, chúng tôi vận hành hệ thống xử lý và đánh giá hiệu quả xử lý nước thải của mô hình qua các chỉ tiêu của nước thải ở đầu vào và đầu ra của hệ thống.

Chỉ tiêu nitrogen

Chỉ tiêu nitrogen được theo dõi trong thời gian 60 ngày, xác định hàm lượng nitrogen đầu vào và đầu ra của mô hình. Số liệu tổng kết được tính trong thời gian là 5 ngày. Kết quả được thể hiện qua bảng 4 và đồ thị 4.

Bảng 4: Kết quả phân tích nitrogen

Thời gian (ngày thứ)	Nitrogen (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ	% loại thải
0	14.32	1.43	12.89	90.01
5	11.03	3.1	7.93	71.89
10	7.89	2.14	5.75	72.88
15	5.95	1.5	4.45	74.79
20	6.32	1.23	5.09	80.54
25	16.38	2.61	13.77	84.07
30	11.03	3.27	7.76	70.35
35	9.47	1.78	7.69	81.2
40	12.34	2.67	9.67	78.36
45	9.28	1.98	7.3	78.66
50	13.78	2.72	11.06	80.26
55	15.02	1.89	13.13	87.42
60	13.08	1.26	11.82	90.37



Đồ thị 4: Sự biến thiên của nồng độ nitrogen của đầu vào và đầu ra theo thời gian vận hành

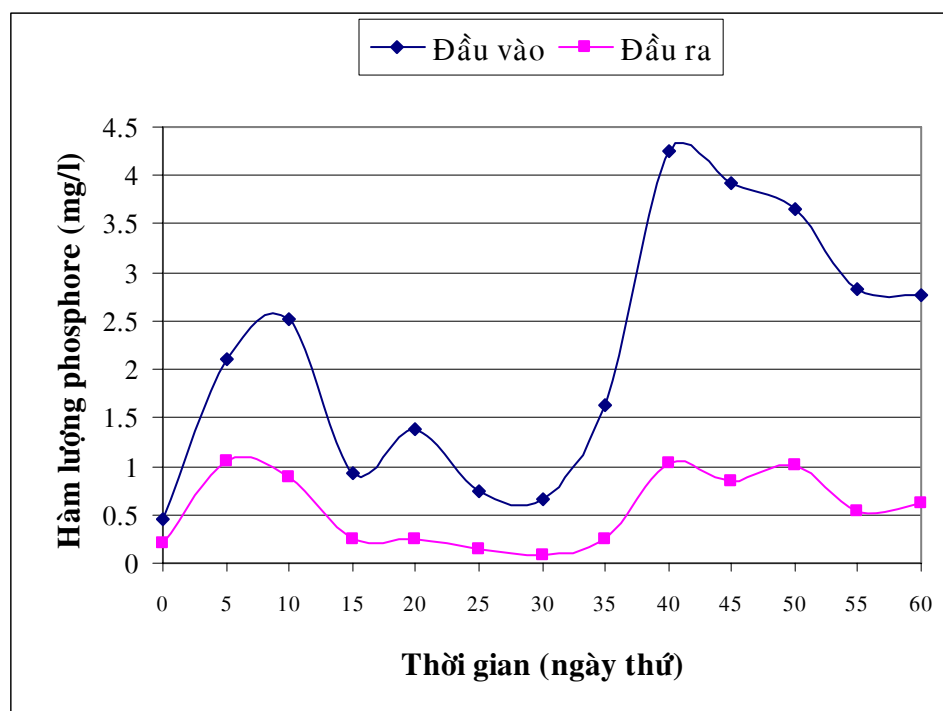
Qua bảng 4 và đồ thị 4 cho thấy hàm lượng nitrogen ở đầu ra sau khi qua mô hình xử lý giảm một lượng đáng kể và có sự biến động tuyến tính với hàm lượng nước thải đầu vào, và hiệu quả xử lý có thể đạt đến 90.37%.

Chỉ tiêu phosphore

Chỉ tiêu phosphore cũng được theo dõi trong thời gian 60 ngày với số liệu tổng kết được tính trong thời gian 5 ngày. Kết quả phân tích được thể hiện qua bảng 5 và đồ thị 5.

Bảng 5: Kết quả phân tích phosphore của mô hình

Thời gian (ngày thứ)	Phosphore (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ	% loại thải
0	0.46	0.21	0.25	54.35
5	2.11	1.06	1.05	49.76
10	2.52	0.89	1.63	64.68
15	0.93	0.25	0.68	73.12
20	1.39	0.24	1.15	82.73
25	0.74	0.14	0.6	81.08
30	0.67	0.09	0.58	86.57
35	1.63	0.24	1.39	85.28
40	4.26	1.04	3.22	75.59
45	3.92	0.84	3.08	78.57
50	3.66	1.02	2.64	72.13
55	2.83	0.53	2.3	81.27
60	2.76	0.61	2.15	77.9



Đồ thị 5: Sự biến thiên của nồng độ phosphore của đầu vào và đầu ra theo thời gian vận hành

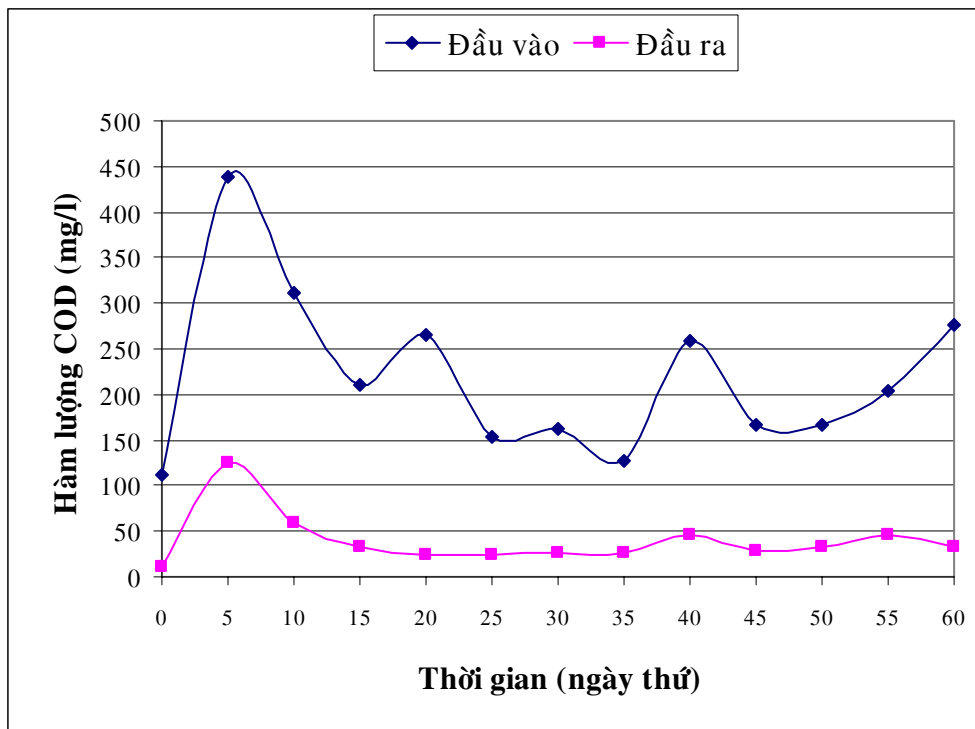
Qua bảng 5 và đồ thị 5 cho thấy mặc dù sự biến động của hàm lượng phosphore đầu vào không ổn định nhưng hiệu quả xử lý phosphore của hệ thống này khá cao, cao nhất là 86.57%. Chứng tỏ hệ thống này xử lý phosphore hiệu quả. Nồng độ phosphore đầu ra đạt tiêu chuẩn cho phép.

Chỉ tiêu COD

Tiến hành phân tích chỉ tiêu COD ở đầu vào và đầu ra của mô hình trong thời gian 60 ngày. Kết quả phân tích COD được thể hiện qua bảng 6 và đồ thị 6.

Bảng 6: Kết quả phân tích COD của mô hình

Thời gian (ngày thứ)	COD (mg/l)			
	Đầu vào	Đầu ra	RQ	% loại thải
0	112.45	12.03	100.42	89.3
5	437.89	125.07	312.82	71.44
10	312.16	58.3	253.86	81.32
15	209.67	32.12	177.55	84.68
20	265.9	23.74	242.16	91.07
25	153.25	24.85	128.4	83.78
30	161.42	26.89	134.53	83.34
35	127.36	26.94	100.42	78.85
40	258.83	45.92	212.91	82.26
45	165.85	28.47	137.38	82.83
50	165.81	32.68	133.13	80.29
55	204.49	45.96	158.53	77.52
60	276.37	31.84	244.53	88.48



Đồ thị 6: Sự biến thiên COD của nước thải đầu vào và đầu ra của mô hình theo thời gian vận hành

Qua bảng 6 và đồ thị 6 cho thấy hàm lượng COD đầu vào và đầu ra có sự chênh lệch đáng kể. Điều đó chứng tỏ hệ thống không chỉ xử lý được lượng nitrogen và phosphore mà còn phân giải được các chất hữu cơ hiệu quả. Điều này được thể hiện qua hàm lượng COD ở đầu ra.

Sau quá trình xử lý bằng hệ thống này thì nồng độ COD ở nước thải đầu ra khỏi hệ thống đạt tiêu chuẩn nguồn thải loại A ($COD < 50$) do đó không ảnh hưởng đến môi trường sinh thái. Nước thải sau xử lý có thể dùng làm nước tưới tiêu cho hoa màu và lượng nước này cũng là nguồn phân bón có giá trị.

Qua kết quả nghiên cứu cho thấy tiềm năng ứng dụng hệ thống phân phối nước cho việc xử lý nước thải khá cao. Khi so sánh hiệu quả xử lý của mô hình, chúng ta có thể thấy hiệu quả xử lý COD gia tăng rõ rệt sau khi mô hình được phủ bởi một lớp thực vật bề mặt (vetiver).

Hiệu quả xử lý phosphore và nitrogen cũng gia tăng rõ rệt, điều đó cho thấy hoạt động của mô hình phụ thuộc rất lớn vào hệ thực vật phủ bề mặt. Vì chính hệ thực vật này, như trong phần tổng quan đã trình bày, sẽ hấp thu một lượng lớn NH_4^+ và PO_4^{3-} mà vi sinh vật trong quá trình phân giải các hợp chất hữu cơ đã tạo ra.

6. Sự chuyển hóa của các hợp chất N và P trong hệ thống dưới tác dụng của vi sinh vật

6.1. Quá trình amôn hóa.

Trong quá trình xử lý nước thải sinh hoạt tồn tại nhiều dạng hợp chất hữu cơ như protein, acid amin, urea...và quá trình xử lý nước thải bằng kỹ thuật tưới ngầm bằng vi sinh vật sẽ tạo ra một lượng lớn ammonium và chính lượng ammonium này sẽ được hấp thu bởi cỏ vetiver. Do đó chúng tôi tiến hành phân tích và đánh giá quá trình amôn hóa (là quá trình phân giải protein và các hợp chất chứa nitrogen và giải phóng NH_3) trong mô hình qua một vài chủng vi sinh vật.

Các vi khuẩn thuộc nhóm amôn hóa gồm có nhiều loại vi khuẩn có khả năng sinh bào tử và không sinh bào tử, ngoài ra có nhiều loại xạ khuẩn và nấm khuẩn ty. Đáng chú ý là các loài sau đây:

- Vi khuẩn: *Bacillus mycoides*, *B. mesentericus*, *B. subtilis*, *E. coli*...
- Xạ khuẩn: *Streptomyces Griseus*, *S. rimosus*, *S. fradiae*...
- Nấm mốc: *Aspergillus oryzae*, *A. flavus*, *A. niger*...

Ở đây chúng tôi chỉ tiến hành khảo sát vi khuẩn amôn hóa sinh bào tử, do đó để bảo đảm tính thuần phải tiến hành diệt các vi khuẩn không có khả năng sinh bào tử. Mẫu sau khi đã được xử lý sẽ được cấy vào môi trường chọn lọc và sau đó là môi trường kiểm định. Sau khi đã có chủng vi khuẩn cần thiết chúng tôi tiến hành tăng sinh và kiểm tra khả năng chuyển hóa ammonium của chúng.

Kết quả kiểm nghiệm cho thấy số lượng khuẩn lạc bao gồm các chủng sau *B. subtilis*, *B. mycoides* và *B. idosus*. Số lượng khuẩn lạc trung bình là biến động từ $40. 10^5 - 45. 10^5$ cá thể / gam đất tùy vào từng thời điểm phân tích.

Tiến hành tăng sinh các chủng vi khuẩn trên trong 100ml môi trường tăng sinh không amon, với số lượng khuẩn lạc ban đầu là $12. 10^5$ /cá thể/ml và mẫu đối chứng không cấy vi khuẩn (vẫn không có sự chuyển hóa amôn diễn ra trong suốt quá trình thí nghiệm). Tiến hành đo hàm lượng ammonium được chuyển hóa trong những khoảng thời gian xác định. Kết quả được thể hiện qua bảng 7.

Bảng 7. Lượng ammonium được chuyển hóa bởi vi sinh vật

Ngày thứ	Số lượng khuẩn lạc (cá thể/ml)	Hàm lượng ammonium sinh ra (mg/l)
0	$12. 10^5$	0
3	$8. 10^6$	24.90
6	$17. 10^8$	79.05
9	$38. 10^9$	103.52
12	$15. 10^{12}$	189.12
15	$23. 10^{14}$	267.97

Qua bảng 7 cho thấy các vi sinh vật được phân tích có khả năng chuyển hóa các hợp chất hữu cơ có chứa nitrogen thành ammonium rất lớn. Song song với quá trình chuyển hóa đó là sự tăng sinh vi sinh vật trong điều môi trường thuận lợi. Tuy nhiên, khi đem các chủng vi sinh vật phân lập và tăng sinh được trong môi trường lỏng cấy vào trong môi trường đất mà trước đây chúng được phân lập ra từ đó, thì khả năng chuyển hóa ammonium của chúng giảm đáng kể, giảm từ 2 – 2.5 lần (bảng số liệu không nêu ra ở đây). Sự suy giảm này diễn ra cả về phương diện tăng sinh và khả năng chuyển hóa ammonium của chúng.

6.2. Sự chuyển hóa các hợp chất phosphore khó tan

Tiến hành xác định khả năng chuyển hóa các hợp chất phosphore khó tan bởi vi sinh vật được tiến hành qua 3 bước

- (1) Phân lập vi sinh vật có khả năng chuyển hóa các hợp chất phosphore khó tan từ môi trường đất của mô hình.

(2) Nhân giống vi sinh vật có khả năng phân giải phosphore bằng môi trường lỏng (môi trường Pikovaskia) [2] sau đó cấy vào trong môi trường đất mà chúng được phân lập ra từ đó.

(3) Xác định hàm lượng phosphore dễ tan đã được chuyển hóa bởi vi sinh vật đất.

Kết quả thí nghiệm được thể hiện qua bảng 8.

Bảng 8. Khả năng chuyển hóa phosphore của vi sinh vật trong môi trường đất

Ngày thứ	Số lượng khuẩn lạc (cá thể/g đất)	Phosphore (P) được chuyển hóa (mg/g)
0	$12. 10^4$	0
3	$8. 10^6$	18.7
6	$17. 10^8$	56.6
9	$38. 10^9$	87.5
12	$6. 10^{10}$	104.9
15	$1.3. 10^{12}$	132.6

Qua bảng trên cho thấy khả năng chuyển hóa của vi sinh vật tăng dần theo thời gian và số lượng vi sinh vật có trong đất. Song song với thí nghiệm này là mẫu đối chứng chúng tôi phân tích được có một lượng lớn phosphore tổng trong mẫu đất, với **0.37% P**. Điều này là cơ sở để chứng minh cho thí nghiệm về khả năng hấp thu nitrogen và phosphore của thực vật trong mô hình xử lý nước thải. Mẫu đối chứng do đất các mẫu đều được khử trùng cho nên không có hiện tượng chuyển hóa phosphore khó tan, hữu cơ thành phosphore dễ tan.

7. Khả năng hấp thu nitrogen và phosphore của thực vật phủ bề mặt.

Trong thời gian thí nghiệm, cỏ vetiver sử dụng các chất dinh dưỡng trong nước thải, chủ yếu là nitrogen (NH_4^+) và phosphore (PO_4^{3-}), để sinh trưởng và phát triển. Tiến hành

xác định sinh khối, nitrogen và phosphore của cỏ vetiver trước và sau quá trình xử lý để kiểm tra khả năng hấp thu chất dinh dưỡng trong đất của chúng.

Xác định sinh khối của cỏ trong ô tiêu chuẩn 25 x 25 cm, tính theo trọng lượng khô. Đồng thời xác định tổng lượng nitrogen và phosphore trong cỏ vetiver. Kết quả phân tích được thể hiện qua bảng 9.

Bảng 9. Sinh khối, tổng lượng nitrogen và phosphore trước và sau thời gian xử lý

Thời điểm	Sinh khối (kg khô)		Hàm lượng N và P trong cỏ vetiver (kg)	
	m ²	S tổng	Tổng nitrogen	Tổng phosphore
Trước xử lý	0.496	9.672	0.2	0.21
Sau xử lý	2.756	53.742	1.37	1.43
Hiệu quả	2.26	44.07	1.17	1.22

Qua bảng 9 cho thấy tổng lượng nitrogen và phosphore do cỏ vetiver hấp thu khá lớn. So với tổng lượng nitrogen và phosphore mà thuốc thải được giữ lại trong mô hình thì lượng nitrogen và phosphore do thực vật hấp thu lớn hơn 0.08 kg đối với nitrogen và 1.03 kg đối với phosphore.

Điều này có thể giải thích, đối với nitrogen, do trong đất của mô hình còn một lượng nitrogen đáng kể và trong quá trình xử lý thì nhóm vi sinh vật tổng hợp amôn từ nitrogen không khí có thể đã tổng hợp một lượng nitrogen đáng kể cho mô hình.

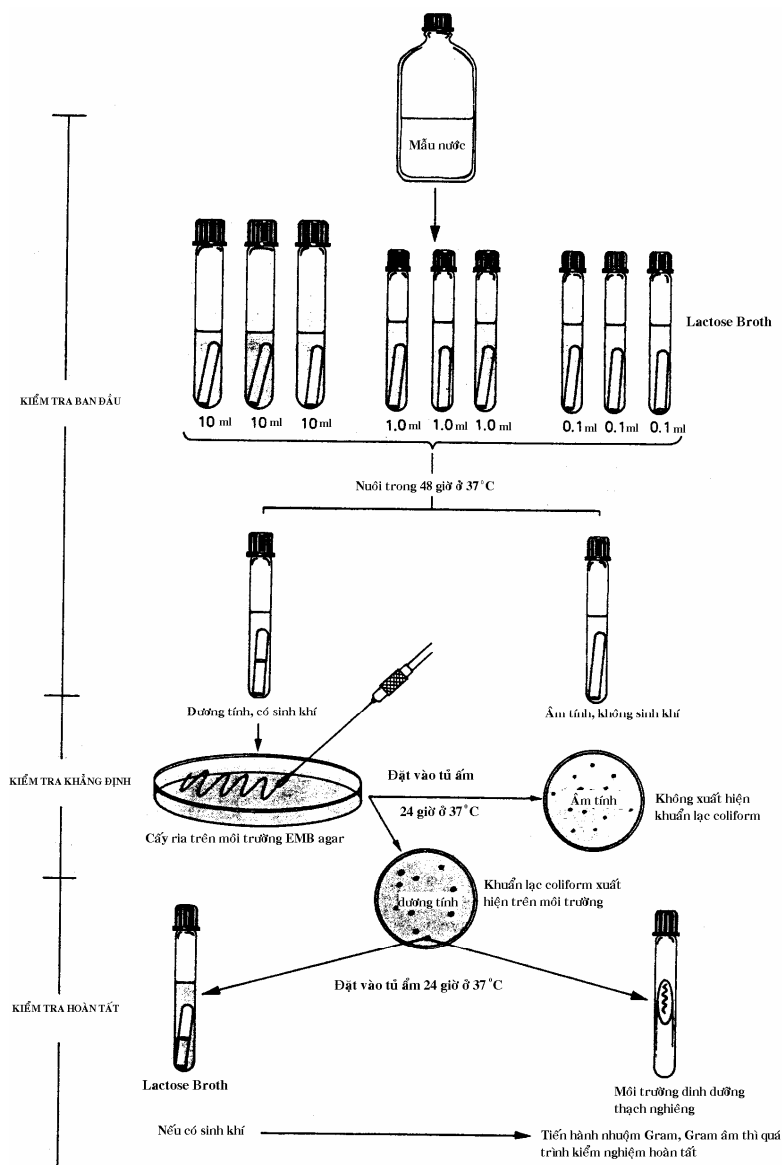
Đối với phosphore cũng có thể giải thích tương tự, là do trong đất còn một lượng lớn phosphore và thực vật có thể sử dụng chúng để chuyển hóa thành các chất hữu cơ có chứa phosphore trong cơ thể. Thường thì đối với cây hòa thảo, khả năng hấp thu phosphore của chúng lớn hơn so với hấp thu nitrogen. Do đó ở bảng trên cũng chứng minh điều đó, phần trăm trọng lượng phosphore trong cây hòa thảo bao giờ cũng lớn hơn phần trăm nitrogen.

Từ đó cũng cho thấy khả năng xử lý của mô hình sẽ được tăng cường hơn nhiều khi có sự hiện diện của lớp thực vật phủ bề mặt đặc biệt trong trường hợp thí nghiệm này là cỏ vetiver.

8. Sự loại thải các vi sinh vật gây bệnh ra khỏi nước thải bằng kỹ thuật tưởi ngấm.

Các vi khuẩn chỉ thị nước ô nhiễm bởi phân gồm các chi thuộc coliform và fecal coliform. Trong đó coliform thường được sử dụng để chỉ thị độ nhiễm bẩn của nước. Nhóm này bao gồm các loại trực khuẩn Gram âm, không sinh bào tử, hiếu khí hoặc kỵ khí tùy tiện, lên men lactose tạo thành acid và khí ở 37⁰C trong 24 giờ.

Tiến hành phân tích các chỉ tiêu coliform và fecal coliform bằng canh thang Lactose broth, BGBL và EMB agar theo quy trình sau:



Kết quả kiểm nghiệm được thể hiện trong bảng 10

Bảng 10. Kết quả phân tích coliform và fecal coliform của nước thải đầu vào và đầu ra.

Thời gian (ngày thứ)	Coliform (MPN/100ml)		Fecal coliform (MPN/100ml)	
	Đầu vào	Đầu ra	Đầu vào	Đầu ra
0	3. 10 ⁸	12. 10 ⁴	4.5. 10 ⁷	6.1. 10 ³
5	4,3. 10 ⁸	2. 10 ⁴	2.2. 10 ⁷	3.4. 10 ³
10	16. 10 ⁸	11. 10 ⁴	2.8. 10 ⁷	1.2. 10 ³
15	20. 10 ⁸	36. 10 ⁴	9.2. 10 ⁷	4.5. 10 ⁴
20	6,1. 10 ⁸	4.3. 10 ⁴	1.1. 10 ⁷	1.1. 10 ³
25	3,6. 10 ⁸	6 .10 ⁴	2.1. 10 ⁷	1.4. 10 ³
30	15. 10 ⁸	21. 10 ⁴	1.2. 10 ⁸	2.1. 10 ⁴
Sau khi trồng cỏ vetiver				
0	12. 10 ⁸	15. 10 ³	11. 10 ⁷	1.2. 10 ²
5	11. 10 ⁸	12. 10 ³	12.10 ⁷	1.1. 10 ²
10	6. 10 ⁸	4.3.10 ²	2.9. 10 ⁷	1.1. 10 ²
15	15. 10 ⁸	29. 10 ³	1.1.10 ⁷	2.3. 10 ²
20	4,6. 10 ⁸	2.2.10 ²	1.5. 10 ⁷	3.1. 10 ²
25	21. 10 ⁸	43. 10 ³	15. 10 ⁷	3.2. 10 ²
30	9. 10 ⁸	15. 10 ²	9.3. 10 ⁷	2.1. 10 ²
35	7,5. 10 ⁸	2.8. 10 ³	4.3. 10 ⁷	3.4. 10 ²
40	7,1. 10 ⁸	4.5. 10 ³	1.2. 10 ⁷	1.1. 10 ²
45	4,6. 10 ⁸	1.2. 10 ²	1.5. 10 ⁷	1.4. 10 ²
50	15. 10 ⁸	6.2. 10 ³	11. 10 ⁷	4.3. 10 ²
55	11. 10 ⁸	7.1. 10 ²	12. 10 ⁷	4.6. 10 ²
60	9,3. 10 ⁸	3.4. 10 ²	4.3. 10 ⁷	1.2. 10 ²

Qua bảng 10 cho thấy nước thải thải từ nhà vệ sinh nên có hàm lượng coliform và fecal coliform rất cao, ở mức này có thể xem là nhiễm bẩn coliform cao. Tuy nhiên sau khi nước thải được xử lý thì coliform và fecal coliform giảm hẳn. Chính coliform trong mô hình xử lý nước thải đóng vai trò quan trọng trong quá trình chuyển hóa các hợp chất hữu cơ như đã đề cập ở trên.

Tuy nhiên, trong quá trình xử lý thì coliform thường không hoặc ít đi theo dòng nước để ra ngoài vì kỹ thuật tưới ngầm luôn được xem là một giá bám năng động với các hạt keo

đất. Từ đó các vi sinh vật tham gia xử lý thường bám trên các hạt đất và tạo thành một lớp màng sinh học (biofilm) và nâng cao hiệu quả xử lý của mô hình lên nhiều lần đồng thời giảm một lượng lớn vi sinh vật gây bệnh theo dòng nước thải đã xử lý để đi ra ngoài. Đó cũng chính là một lợi thế của kỹ thuật tưới ngầm.

Và khi so sánh hiệu suất xử lý coliform của mô hình trước và sau khi trồng cỏ vetiver cũng cho thấy có sự chênh lệch đáng kể, chứng tỏ vetiver có tác dụng tăng cường khả năng loại bỏ vi sinh vật ra khỏi nước thải trong quá trình xử lý. Coliform trong nước thải ra thấp và đạt mức tiêu chuẩn cho phép của TCVN [1].

Chúng tôi đồng thời tiến hành phân tích các chỉ tiêu vi sinh khác như *Salmonella*, *Pseudomonas aeruginosa* và protozoa. Kết quả cho thấy có một lượng nhỏ các vi sinh vật bên trong nước thải biến động từ $10 - 10^2$, nhưng hoàn toàn không phát hiện chúng trong nước thải (ngay cả khi chưa trồng cỏ vetiver) đã được xử lý.

V. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

1. Kết luận

Hiệu suất xử lý nước thải sinh hoạt của hệ thống khá cao 91% đối với COD, 90% đối với nitrogen và 86% đối với phosphore.

Phương thức xử lý nước thải bằng kỹ thuật tưới ngầm có khả năng loại bỏ một lượng lớn vi sinh vật gây bệnh ra khỏi nước thải.

Nước thải đầu ra có thể thải ra nguồn tiếp nhận hoặc sử dụng để tưới cho cây trồng.

Kết quả nghiên cứu này có thể coi là kết quả thực nghiệm trong việc đánh giá tiềm năng của việc xử lý nước thải bằng kỹ thuật tưới tiêu.

Với các kết quả đạt được như trên, mô hình này có thể đem vào ứng dụng trong thực tế cuộc sống.

2. Kiến nghị

Kết quả này mở ra một triển vọng lớn cho việc áp dụng kỹ thuật xử lý nước thải bằng phương thức tưới ngầm. Kỹ thuật này vẫn còn khá mới ở Việt Nam, cho nên cần có những nghiên cứu kỹ lưỡng hơn về sự tác động tương hỗ giữa các thành phần trong hệ thống xử lý nước thải nhằm kiểm soát chúng một cách hiệu quả.

Nên có những nghiên cứu ứng dụng sâu rộng hơn đối với hệ thống phân phối nước trong xử lý nước thải không chỉ là nước thải sinh hoạt mà cả nước thải công nghiệp và nông nghiệp.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- 1. Bộ Khoa Học Công Nghệ và Môi Trường, 2002.** *Các tiêu chuẩn nhà nước Việt Nam về môi trường.* Tập 1. Chất lượng nước.
- 2. Sổ tay phân tích đất nước phân bón và cây trồng.**
- 3. Kiều Hữu Ảnh, 1999.** *Giáo Trình Vi Sinh Vật Công Nghiệp.* Nxb KH và KT.
- 4. Phạm Ngọc Vân Anh, Phạm Hồng Đức Phước, Lê Quốc Tuấn, 2002.** *Cỏ Vetiver (Vetiveria zizanioides L): Một giải pháp sinh học mới trong xử lý nước thải.* Tập san Khoa Học Kỹ Thuật Nông Lâm Nghiệp. NXB Nông Nghiệp.
- 5. Phạm Hồng Đức Phước, Dương Thành Lam, Lê Quốc Tuấn, 2003.** *Cỏ vetiver: đa năng, đa dụng.* Tập chí Khoa Học Kỹ Thuật Nông Lâm Nghiệp. NXB Nông Nghiệp.
- 6. Anthony F. Gaudy, J. Elizabeth T. Gaudy, 1980.** *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers.* Printed in United State of America.
- 7. Dennis W. Westcot, 1998.** *Drainage water quality.* California Regional Water Control Board, California, USA.
- 8. Michael C. Shannon, 1994.** *Drainage water re-use.* USDA Salinity Laboratory, Riverside, California, USA.
- 9. Lawrence Owens, 1995.** *Drainage water treatment.* California State University Fresno, Visalia, California, USA.
- 10. Paul Truong, 1999.** *Vetiver Grass Technology for Mine Rehabilitation.* Pacific Rim Vetiver Network, Technical Bulletin No.1992/2. Office of the Royal Development Project Board, Bangkok, Thailand.
- 11. Metcalf & Eddy, INC., 1991.** *Wastewater Engineering- Treatment, Disposal, and Reuse.* Chapter 11, page 7226-731.
- 12. Madramootoo, C. A, 1994.** *Controlled drainage systems for reducing nitrate pollution.* Paper presented at the 22th annual convention of Corrugated Plastic Pipe Association, Ponte Vedra Beach, Florida, USA.

- 13. Roongtanakia N, Chairaj P, 2001.** *Uptake potential of some heavy metals by vetiver grass.* World Bank Journal.
- 14. Richard G, Larisa H, 1995.** *Vetiver grass for soil conservation, land rehabilitation and embankment stabilization.* World Bank Journal.
- 15. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1990.** *Standard Method for Examination of Water and Wastewater.* Washington DC.