

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO BỘ TÀI NGUYÊN VÀ MÔI TRƯỜNG  
VIỆN KHOA HỌC ĐỊA CHẤT VÀ KHOÁNG SẢN

NGUYỄN THỊ THANH THẢO

NGHIÊN CỨU ĐẶC ĐIỂM MÔI TRƯỜNG ĐẤT BỊ Ô  
NHIỄM DIOXIN TẠI SÂN BAY BIÊN HÒA, ĐỒNG NAI  
VÀ TÁC ĐỘNG CỦA CỎ VETIVER ĐẾN CÁC ĐẶC  
ĐIỂM ĐÓ

CHUYÊN NGÀNH: ĐỊA CHẤT HỌC  
MÃ SỐ: 9440201

TÓM TẮT LUẬN ÁN TIẾN SĨ ĐỊA CHẤT

HÀ NỘI - NĂM 2024

Công trình được hoàn thành tại: **Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản  
Bộ Tài nguyên và Môi trường**

Người hướng dẫn khoa học:

TS. Ngô Thị Thuý Hằng

TS. Quách Đức Tín

Phản biện 1: PGS.TS. Hoàng Văn Long

Phản Biện 2: PGS.TS. Lê Thị Hải Lê

Phản Biện 3: PGS.TS. Đỗ Thị Lan

Luận án được bảo vệ trước Hội đồng cấp Viện chấm luận án tiến sĩ họp tại  
Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản.

Vào hồi 8h30', ngày 26 tháng 7 năm 2024

Có thể tìm thấy luận án tại:

- Thư viện Quốc Gia Việt Nam
- Thư Viện của Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản

## DANH MỤC CÔNG TRÌNH ĐÃ CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ

1. **Nguyen Thi Thanh Thao**, Nguyen Quoc Dinh, Martine Leermakers, Yue Gao, Dinh Van Huy, Nguyen Thi Loi, Ngo Thi Thuy Huong (2024), “Assessing the bioaccumulation and translocation potential of Vetiver grass for dioxins phytoremediation in Bien Hoa airbase, Vietnam”, *Vietnam Journal of Science and Technology*, 19478-103810391733. Doi: 10.15625/2525-2518/19478.
2. **Nguyễn Thị Thanh Thảo**, Nguyễn Thị Lợi, Đặng Thị Huyền, Quách Đức Tín, Ngô Thị Thúy Hương (2023), “Mối liên hệ giữa thành phần khoáng vật và sự tồn lưu dioxin trong môi trường đất tại sân bay quân sự Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai”, *Tạp chí Môi trường, chuyên đề IV*, tr. 10-15.

## MỞ ĐẦU

### 1. Tính cấp thiết của đề tài

Sự ô nhiễm dioxin tại Sân bay quân sự Biên Hòa do việc sử dụng, lưu giữ và xử lý chất độc da cam cũng như các chất diệt cỏ khác trong Chiến tranh giữa Việt Nam và Mỹ [1] [23]. Các khu vực bề mặt bị ô nhiễm bởi thuốc diệt cỏ do tràn đổ này được xả bằng nhiên liệu diesel hoặc nước để chuyển dòng thoát nước vào các bể lắng hoặc hố để hòa vào đất [26].

Do đặc điểm địa hình của sân bay Biên Hòa là có nhiều ao hồ, địa hình dốc về phía các khu dân cư lân cận và đặc biệt là sông Đồng Nai. Do vậy, khả năng lan truyền của dioxin trong đất ra những vùng đất trồng, các ao hồ và về phía sông Đồng Nai là có nguy cơ rất cao [27]. Hơn thế nữa, một số kim loại nặng đặc biệt là Cadimi (Cd) tồn tại trong dầu Diesel [28]. Chính những nguyên nhân này tiềm ẩn kim loại nặng tồn lưu trong môi trường đất tại khu vực sân bay Biên Hòa.

Trong những năm gần đây, Việt Nam đã có nhiều nỗ lực để khắc phục, chống lan tỏa và xử lý các vùng bị nhiễm độc dioxin. Một số công nghệ xử lý đã được áp dụng tại các điểm nóng như ở các sân bay Biên Hòa, Đà Nẵng và Phù Cát bằng công nghệ chôn lấp tích cực, nghiền bi, công nghệ khắc phục bằng vi sinh vật và công nghệ giải hấp nhiệt tại mỏ [36]. Theo các nghiên cứu trước đây, cỏ Vetiver có khả năng xử lý ô nhiễm các chất hữu cơ khó phân hủy (POPs) như 2,4,6 trinitrotoloune [38-39] cũng như các phân tử hydrocarbon trong xăng dầu [40]. Vì vậy, việc ứng dụng công nghệ thực vật nhằm xử lý dioxin từ các nguồn gốc phát thải khác nhau là một yêu cầu cấp thiết.

Từ những yêu cầu cấp bách của thực tế như đã nêu trên, nghiên cứu tại sân bay Biên Hòa, Đồng Nai và tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó”.

### 2. Mục tiêu nghiên cứu

Nhằm xác định đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin và tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó. Do đó, mục tiêu nghiên cứu của luận án bao gồm:

- ✓ Nghiên cứu, đánh giá đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin tại sân bay BH (Biên Hòa). Đặc điểm môi trường đất nhiễm dioxin là các thông số hóa lý, phân bố thành phần hạt và đánh giá hàm lượng dioxin, hàm lượng một số kim loại nặng
- ✓ Nghiên cứu, đánh giá tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó theo thời gian thí nghiệm.

### **3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu**

*Đối tượng nghiên cứu:* Tầng đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hoà, Đồng Nai.

*Phạm vi nghiên cứu:* Góc tây nam đường băng khu vực Pacer Ivy, sân bay Biên Hoà, Đồng Nai với diện tích nghiên cứu 600m<sup>2</sup> và chiều sâu nghiên cứu tầng đất 0.5m.

### **4. Nội dung nghiên cứu**

Để hoàn thành được các mục tiêu nghiên cứu đã đề ra, đề tài cần thực hiện những nội dung nghiên cứu sau đây:

- Nghiên cứu đặc điểm cơ lý và hóa lý của đất (Eh, Ec, pH, OC) trong đất khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai trước và sau khi trồng cỏ Vetiver.

- Nghiên cứu, xác định hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn) trong đất tại khu vực Pacer Ivy trước và sau khi trồng cỏ Vetiver. So sánh kết quả với các Quy chuẩn của Việt Nam (QCVN 45:2012/BTNMT đối với dioxin; QCVN 03/MT:2023/BTNMT cho kim loại nặng) và các tiêu chuẩn của một số tổ chức và các quốc gia khác như WHO, Canada, EU.

- Đánh giá hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc cải thiện chất lượng đất và giảm nhẹ ô nhiễm dioxin và kim loại nặng trong đất tại khu vực nghiên cứu. Và xác định thời gian cần thiết để xử lý hiệu quả kim loại nặng và dioxin của cỏ Vetiver.

### **5. Luận điểm bảo vệ**

Sân bay quân sự Biên Hòa là một trong những điểm nóng ô nhiễm dioxin do chiến tranh tại Việt Nam qua nhiều thập kỷ. Vấn đề nghiên cứu sẽ được làm sáng tỏ qua hai luận điểm sau:

✓ Luận điểm 1: Đặc điểm đất bị ô nhiễm dioxin khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai bao gồm sự phân bố thành phần hạt của đất ở đây chủ yếu là cát của đất cát pha trung tính, với sự phân bố không đồng đều của hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng trong đất (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). Trong đó, dioxin tồn lưu trong đất có nguồn gốc từ chất da cam, với hàm lượng gần ngưỡng và vượt ngưỡng theo quy chuẩn Việt Nam (QCVN) và tiêu chuẩn Quốc tế về chất lượng đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Theo chỉ số nhiễm bản  $C_f$ , hàm lượng nguyên tố Cd ở mức độ nhiễm bản rất nặng, trong khi đó các nguyên tố Cr, Cu, Ni, Pb, và Zn có mức độ nhiễm bản trung bình.

✓ Luận điểm 2: Kết quả nghiên cứu đã chứng minh hiệu quả loại bỏ dioxin tồn lưu trong môi trường đất khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai của cỏ Vetiver ( $r^2 = -0,75, p < 0,001$ ), với hiệu suất xử lý cao nhất đạt được trong năm đầu tiên trồng cỏ. Sự sinh trưởng và phát triển của cỏ Vetiver tác động trực tiếp đến sự giảm hàm lượng dioxin tồn lưu trong môi trường đất ( $r^2 = -0,5, p < 0,05$ ). Ngoài ra, kết quả cũng cho thấy cỏ Vetiver có khả năng loại bỏ rất tốt một số kim loại nặng như Cd ( $r^2 = -0,83, p < 0,05$ ) và Zn ( $r^2 = -0,89, p < 0,01$ ) trong môi trường đất ô nhiễm dioxin này.

## 6. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn luận án

Kết quả về đặc điểm của đất tại khu vực Pacer Ivy mức độ ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng tại khu vực nghiên cứu trước và sau khi trồng cỏ Vetiver là cơ sở để đánh giá tính khả thi công nghệ xử lý ô nhiễm môi trường bằng thực vật, một công nghệ thân thiện với môi trường, trên phạm vi rộng. Ngoài ra, kết quả góp phần đánh giá tính khả thi về kinh tế của công nghệ xử lý dioxin và kim loại nặng bằng cỏ Vetiver.

Công nghệ xử lý thực vật cụ thể bằng cỏ Vetiver sẽ giúp tiết kiệm chi phí xử lý đáng kể trong việc xử lý dioxin còn tồn dư trong môi trường đất sau chiến tranh; Ngoài ra, Kết quả có thể được sử dụng làm cơ sở cho các nhà làm chính sách của địa phương, khu vực và quốc gia trong việc hoạch định các chính sách phù hợp nhằm giải quyết triệt để vấn đề ô nhiễm dioxin tại miền Nam.

Xác định thời gian trồng cỏ đạt được hiệu quả xử lý cao nhất đối với dioxin trong đất là cơ sở cho việc thành lập quy trình công nghệ trồng và xử lý cỏ vetiver trên quy mô rộng đối với ô nhiễm dioxin.

## 7. Những điểm mới của luận án

- Xác định được đặc điểm cơ lý và hóa lý của môi trường đất ô nhiễm dioxin tại khu vực Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa, Đồng Nai.
- Xác định được hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc làm giảm nhẹ đồng thời ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng trong đất.
- Ngoài việc xác định hàm lượng dioxin có trong đất trong khu vực nghiên cứu còn xác định được mức độ ô nhiễm của một số kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai.

## NỘI DUNG CỦA LUẬN ÁN

### Chương 1. TỔNG QUAN

#### 1.1. Đặc điểm tự nhiên và xã hội của khu vực nghiên cứu

Sân bay Biên Hòa (SBBH) nằm phía Tây Bắc trên địa bàn TP Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai, cách TP. Hồ Chí Minh khoảng 30 kilômet (km) về phía đông bắc. SBBH có tọa độ: 105<sup>0</sup>58'30" vĩ Bắc và 106<sup>0</sup> 49' 10" kinh Đông, cách sông Đồng Nai khoảng 700 m về phía tây. Bản thân SBBH là một cứ địa không quân đang hoạt động, có tổng diện tích khoảng 1.000 hecta (ha).

Các kết quả của những nghiên cứu trước đưa ra SBBH có mức độ ô nhiễm dioxin trong môi trường là rất cao [24] [30]. Theo báo cáo của quân đội Hoa Kỳ, SBBH được sử dụng là nơi để lưu trữ, xử lý, vận chuyển 98.000 thùng phi cỡ 45 gallon (170L) chứa Chất Da cam, 45.000 thùng phi chứa Chất trắng và 16.000 thùng phi chứa Chất xanh [33].

#### 1.2. Đặc điểm địa chất, địa chất thủy văn, địa hình và địa mạo của khu vực nghiên cứu

##### 1.2.1. Đặc điểm địa chất

Dựa vào kết quả phân tích và tổng hợp loạt bản đồ 1/50.000 của các nhóm tờ Đông thành phố Hồ Chí Minh, nhóm tờ Vĩnh An và nhóm tờ Hàm Tân - Côn Đảo. Khu vực SBBH tồn tại các phân vị địa tầng từ già đến trẻ như sau: *Hệ tầng Bửu Long (T<sub>2abl</sub>)*; *Hệ tầng Long Bình (J<sub>3lb</sub>)*; *Hệ tầng Thủ Đức (Q<sub>1</sub><sup>2-3</sup>tđ)*; *Hệ tầng Củ Chi (Q<sub>1</sub><sup>3</sup>cc)*.

### 1.2.2. Đặc điểm địa chất thủy văn

Dựa vào kết quả dựa án: “Điều tra, đánh giá sơ bộ tài nguyên nước dưới đất trên địa bàn thành phố Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai” và bản đồ địa chất thủy văn tỉnh Đồng Nai tỷ lệ 1/25.000 [5]. Khu vực sân bay Biên Hòa tồn tại các hệ tầng chứa nước như sau: *Tầng chứa nước lỗ hổng trong các trầm tích Pleistocen giữa - trên (qp<sub>2-3</sub>)*; *Tầng chứa nước khe nứt các thành tạo phun trào Creta (K<sub>1</sub>) trên địa bàn TP. Biên Hòa nằm trong các đá thuộc hệ tầng Long Bình (K<sub>1lb</sub>)*; *Thành tạo địa chất rất nghèo nước trong thành tạo Trias trung, hệ tầng Bửu Long (T<sub>2abl</sub>)*.

Theo kết quả đánh giá hiện trạng ô nhiễm dioxin tại SBBH năm 2016 của tổ chức USAID đưa ra nguồn nước ăn được lấy từ các giếng khu vực trong và khu vực lân cận sân bay không phát hiện thấy nồng độ dioxin vượt ngưỡng cho phép của Cục Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (USEPA) hay của Việt Nam đối với nước ăn uống [1]. Quan trắc nước ngầm tại 7 vị trí trong và khu vực lân cận sân bay đã được tiến hành bao gồm 4 giếng ở gần khu Z1, 01 giếng tại khu Tây nam, 02 giếng tại khu Pacer Ivy. Các giếng quan trắc thường tại độ sâu 3-15 m, và điểm MW-6 tại khu Pacer Ivy ở độ sâu khoảng 2-6 m. Kết quả kiểm tra mẫu nước ngầm cho thấy 3/4 trên tổng số giếng có nồng độ dioxin thấp [46]. Hàm lượng chất 2,3,7,8-TCDD ở những giếng này dao động từ 0,18 ppq [pg/L]) đến 17 ppq. Tất cả các hàm lượng này đều dưới ngưỡng MCL 30 ppq của USEPA áp dụng cho nước uống đối với chất 2,3,7,8-TCDD [47].

### 1.2.3. Đặc điểm địa hình

SBBH có địa hình thấp, giống như hầu hết các quận của TP. Biên Hòa tiếp giáp với căn cứ không quân này. Phần phía bắc của Sân bay cao hơn một chút (hướng dốc bắc xuống nam); các khu vực lân cận như Khu du lịch Bửu Long có cao độ cao hơn khu vực sân bay. Dòng thoát nước mưa/nước mặt từ sân bay thường chảy theo hướng Tây, Nam và Đông nam, cuối cùng chảy ra sông Đồng Nai [1].

Địa hình của khu vực Pacer Ivy là khá bằng phẳng với sự chênh cao địa hình thấp từ Đông sang Tây và khu vực ao với độ cao địa hình thấp. Nước mưa chảy từ khu vực bị ô nhiễm dioxin Pacer Ivy vào ao và vùng đất thấp hơn ở phía tây, sau đó ra sông Đồng Nai qua hệ thống cống. Do đó, vị trí của



khu vực Pacer Ivy, hai ao và khu vực đất thấp gần khu vực Ivy đã được xác định để đánh giá sự lây lan của đất bị ô nhiễm [25].

### **1.3. Tổng quan tình hình nghiên cứu dioxin trong môi trường đất**

#### **1.3.1. Tổng quan dioxin**

Dioxin là thuật ngữ chung để chỉ cho nhóm polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) và polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) với lần lượt 75 và 135 chất đồng loại. Thuật ngữ dioxin cũng được chỉ cụ thể là 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD), là chất độc nhất trong các chất đồng loại (cogeners) [48].

Trong nhóm dioxin và các hợp chất liên quan (DRCs- Dioxins related compounds), trong đó 2,3,7,8-TCDD là chất độc nhất, nó là chất gây ung thư cho người, ngoài ra nó còn là tác nhân gây ra một loạt các bệnh nguy hiểm khác như bệnh sạm da, bệnh tiểu đường, bệnh đau tủy, u ác tính, bệnh thần kinh ngoại vi và có thể dẫn đến tử vong [23] [52-53].

#### **1.3.2. Ô nhiễm dioxin trên thế giới và Việt Nam**

Nhìn chung, nguồn phát thải dioxin chủ yếu là do hoạt động của con người, từ các hoạt động công nghiệp như đốt cháy trong quá trình sản xuất là tác nhân lớn gây phát thải dioxin. Các quốc gia có hoạt động công nghiệp và kinh tế phát triển phát thải dioxin nhiều hơn (các quốc gia thuộc G20 chiếm hơn 80% lượng phát thải ước tính hàng năm) [59].

Việt Nam, ngoài nguồn phát thải dioxin từ chất diệt cỏ thì sự đốt cháy và các hoạt động công nghiệp sử dụng nhiệt độ cao vẫn được biết là quá trình chính dẫn đến sự phát thải PCDD/Fs vào môi trường. Môi trường đất xung quanh các nhà máy, xí nghiệp, cơ sở sản xuất có sử dụng nhiệt độ cao như thiêu đốt rác thải đô thị, rác thải y tế, luyện kim, năng lượng, cũng phải đối mặt với nguy cơ ô nhiễm dioxin [51].

Tại sân bay Biên Hòa, hiện trạng ô nhiễm dioxin rất phức tạp, phần lớn nước mặt rửa trôi khu vực ô nhiễm đều đổ vào sông Đồng Nai và tích tụ tại các hồ, ao trong khu vực. Đến nay, trong khu vực còn hai khu chôn lấp có lập thu gom được khoảng 150.000 m<sup>3</sup> đất ô nhiễm phải xử lý và một khu cách ly khoảng 10.000 m<sup>2</sup> đất ô nhiễm nặng bằng tường rào. Kết quả phân tích so với ngưỡng cần xử lý sơ bộ cho thấy lượng đất và trầm tích ô nhiễm nặng cần xử lý lên khoảng trên 500.000 m<sup>3</sup> [67].

## **1.4. Tổng quan tình hình nghiên cứu kim loại nặng trong môi trường đất**

### **1.4.1. Kim loại nặng trong đất**

Các kim loại trong môi trường đất có các nguồn gốc khác nhau bao gồm các nguồn gốc từ đá gốc, hoạt động nhân sinh và thổ nhưỡng [68]. Kim loại nặng không phân huỷ sinh học, chúng tồn tại trong môi trường, có khả năng xâm nhập vào chuỗi thức ăn thông qua cây trồng và cuối cùng có thể tích tụ trong cơ thể con người thông qua phản ứng sinh học [74]. Hoạt động của kim loại nặng trong đất và sự hấp thụ của chúng do thực vật ảnh hưởng bởi các đặc điểm của môi trường đất, đặc điểm đó đóng vai trò quan trọng đối với sinh khả dụng của kim loại nặng. Sự có mặt của kim loại nặng trong thức ăn là mối đe dọa tiềm tàng đến sức khoẻ con người. Sự phơi nhiễm của kim loại nặng do tiêu thụ rau và các thực phẩm bị nhiễm kim loại nặng là vấn đề nghiêm trọng, ảnh hưởng đến sức khỏe người tiêu dùng [75-76].

### **1.4.2. Ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường đất ở Việt Nam**

Ô nhiễm kim loại nặng từ hoạt động sản xuất trong các khu công nghiệp, hoạt động từ các làng nghề truyền thống và các mỏ khai thác đang được quan tâm tại Việt Nam. Song song với các hoạt động đó, vẫn tồn tại các làng nghề xen kẽ khu dân cư. Các hoạt động của các làng nghề truyền thống này ở Việt Nam gây ô nhiễm nặng nề cho hệ sinh thái xung quanh và gây ra nguy cơ nghiêm trọng cho sức khỏe người dân địa phương [79].

Các nghiên cứu kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa vẫn còn rất ít và chỉ tập trung vào nguyên tố Asen. Trong các nghiên cứu trước đây về kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hòa đã cho thấy hàm lượng Asen tại khu vực ô nhiễm dioxin cao hơn đáng kể so với tiêu chuẩn quốc gia [2] [30]. Hàm lượng đồng và chì cao cũng được ghi nhận trong một vài mẫu [31]. Việt Nam được nhận định rằng sự ô nhiễm môi trường và rủi ro quản lý liên quan đến kim loại nặng, asen, dioxin... nguyên nhân gây ra không chỉ do sự phát triển của kinh tế, công nghiệp, làng nghề mà còn do cả chiến tranh.

## **1.5. Xử lý ô nhiễm dioxin và kim loại nặng bằng thực vật**

### **1.5.1. Các nguyên lý xử lý ô nhiễm bằng thực vật**

Xử lý ô nhiễm bằng thực vật (phytoremediation) là một quá trình xử lý sinh học sử dụng các giống cây trồng để loại bỏ, chuyển dạng, duy trì,

chiết xuất hoặc làm suy giảm các chất gây ô nhiễm trong môi trường đất và nước. Thực vật áp dụng các cơ chế khác nhau để phát triển trong đất bị ô nhiễm kim loại mà không ảnh hưởng xấu đến sự phát triển của chúng. Một số cây loại trừ các kim loại khỏi các vị trí hoạt động trao đổi chất bằng cách hấp thụ vào rễ để chuyển các kim loại đó lên chồi [84-85].

Các nỗ lực xử lý bằng thực vật đã tập trung vào việc sử dụng thực vật để đẩy nhanh quá trình chuyển hóa và phân giải các chất ô nhiễm hữu cơ, thường kết hợp với các vi sinh vật ở trong quyển rễ, hoặc loại bỏ các kim loại nặng nguy hiểm khỏi đất hoặc nước. Xử lý bằng phương pháp thực vật đối với các vị trí bị ô nhiễm có những ưu điểm như chi phí thấp và ít ảnh hưởng đến cảnh quan [84].

### **1.5.2. Xử lý ô nhiễm các hợp chất hữu cơ khó phân hủy tồn lưu trong môi trường (POPs) bằng thực vật**

Các hợp chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs) của đất có các đặc tính độc hại và có khả năng lan truyền qua chuỗi thức ăn, điều đó có thể gây nguy hiểm cho con người [90-92]. Sử dụng thực vật để cố định, hấp thụ, giảm độc tính, ổn định hoặc phân hủy các hợp chất được thải ra ngoài môi trường từ nhiều nguồn gốc khác nhau [90-91].

Sự hấp thụ và chuyển dịch các chất ô nhiễm hữu cơ của thực vật phụ thuộc các đặc tính vật lý và hóa học của chất ô nhiễm hữu cơ, các đặc tính sinh học của thực vật và môi trường [117]. Ngoài ra, hiệu quả của quá trình xử lý bằng thực vật phụ thuộc vào mức độ tiếp xúc giữa chất gây ô nhiễm và rễ cây, cũng như sự phân bố của rễ trong đất. Đối với các cây siêu hút ẩm và có hệ thống rễ ngắn, khả năng hấp thụ kim loại nặng ở các lớp đất trên cùng sẽ bị hạn chế, do đó, hàm lượng chất gây ô nhiễm trong thực vật cũng sẽ giảm đi [118].

### **1.5.3. Xử lý kim loại nặng bằng thực vật.**

Loại bỏ các kim loại khỏi đất bằng cách trồng cây được gọi là phytoextraction. Các cây chiết rút kim loại từ đất và hấp thụ vào cây, vận chuyển và tập trung chúng trong các bộ phận trên mặt đất của cây. Cây sau đó được thu hoạch và có thể được xử lý an toàn để thải bỏ hoặc tái chế kim loại [119].

Việt Nam có một số chương trình nghiên cứu được thực hiện trong khoảng chục năm gần đây. Các nghiên cứu xác định rõ hai loài cây siêu tích lũy asen là dương xỉ bản địa và dương xỉ *Pityrogramma calomelanos*, và 4 loại cỏ thích hợp để xử lý chì (Pb) và kẽm (Zn) là cỏ màn trâu, cỏ củ gấu, cỏ gà, và cỏ tháp bút, trong đó *E. indica* (loại cỏ của Ấn Độ) được tìm thấy như là tác nhân tăng sinh Pb rất nhanh [129].

### **1.6. Đặc điểm của cỏ Vetiver và ứng dụng của nó trong xử lý ô nhiễm môi trường**

Cỏ Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) có nguồn gốc từ vùng nhiệt đới và cận nhiệt đới Ấn Độ, Pakistan, Sri Lanka Bangladesh và Malaysia [130]. Cỏ Vetiver được biết đến với khả năng chống sâu bệnh, khả năng chịu ô nhiễm và có khả năng dễ phát triển trong điều kiện đất đai và khí hậu khắc nghiệt [130]. Bên cạnh đó, bộ rễ khổng lồ và có khả năng xuyên sâu xuống tầng đất, khả năng hấp phụ kim loại, và chịu được điều kiện thời tiết khắc nghiệt làm cho cỏ Vetiver trở thành một lựa chọn tuyệt vời cho xử lý sinh học các chất ô nhiễm trong đất [130-131].

Năm 2016, ứng dụng cỏ Vetiver xử lý ô nhiễm dioxin đã được nghiên cứu [2]. Công nghệ xử lý bằng thực vật đã được áp dụng thử nghiệm tại sân bay Biên Hòa, cụ thể ở đây áp dụng thử nghiệm cỏ Vetiver nhằm giảm nhẹ chất độc hóa học dioxin trong đất. Kết quả bước đầu khẳng định hiệu quả hấp thụ dioxin, các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Tuy nhiên, ứng dụng cỏ Vetiver trong xử lý ô nhiễm dioxin trong đất đã được thực hiện tại Biên Hòa năm 2016 với thời gian thực hiện lấy mẫu ngắn (1 năm cho ba đợt lấy mẫu). Mặt khác, việc tính toán thời gian xử lý mới chỉ dựa trên phương trình tương quan mà chưa đi đến kết quả cuối cùng.

## **Chương 2. CƠ SỞ LÝ LUẬN VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU**

### **2.1. Cơ sở lý luận**

Tổng hợp tài liệu các kết quả nghiên cứu của các đề tài về dioxin và kim loại nặng trong đất tại các điểm nóng ô nhiễm dioxin cũng như khu vực sân bay Biên Hòa, trong khoảng 30 năm trở lại đây từ những nghiên cứu đầu tiên tại các điểm cát giữa chất độc màu da cam đến thời điểm bắt đầu triển khai dự án 2018. Nghiên cứu tổng quan về hiện trạng ô nhiễm dioxin tại các khu vực cát giữ và khu vực bị ảnh hưởng do quá trình rửa máy bay và đôn dịch tại sân bay Biên Hòa. Tổng hợp tài liệu các công nghệ xử lý ô nhiễm

trong môi trường đặc biệt là công nghệ sử dụng thực vật trong xử lý ô nhiễm môi trường đất. Công nghệ sử dụng thực vật trong xử lý ô nhiễm các chất vô cơ và ô nhiễm hữu cơ.

## **2.2. Phương pháp nghiên cứu**

- + Phương pháp tham khảo và tổng hợp tài liệu
- + Phương pháp khảo sát và lấy mẫu
- + Phương pháp phân tích trong phòng

## **2.3. Phương pháp xử lý số liệu**

### **Chương 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN**

#### **3.1. Đặc điểm đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hoà, tỉnh Đồng Nai**

##### **3.1.1. Đặc điểm cơ lý và hoá lý đất**

Thành phần hạt khu vực thực nghiệm với hàm lượng cát chiếm ưu thế từ 54% đến 58%, tiếp đến thành phần hạt mịn (sét, bột) từ 36 % đến 42%, và thành phần cuội sỏi là chiếm ít nhất, với hàm lượng trung bình 4%. Đất khu vực thực nghiệm là loại đất thịt sét cát.

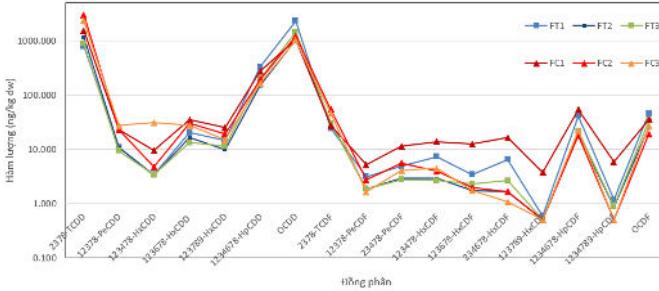
Đất tại khu vực nghiên cứu là đất trung tính với giá trị pH trung bình lần lượt là 6,93 và 7,03 là điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của cây trồng. Giá trị Eh trong đất khu vực nghiên cứu tại lô thực nghiệm khoảng -33 mV, đây là điều kiện không tối ưu cho sự phát triển của cây trồng. Thông số quan trọng khác của đất là độ dẫn điện của đất (EC) với khoảng giá trị từ 67,50 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) đến 71,83 ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Cho thấy tất cả các mẫu đất đều có chỉ số độ muối của đất từ rất thấp đến thấp, và giá trị dinh dưỡng của đất cũng rất thấp, là điều kiện không phù hợp cho sự sinh trưởng và phát triển của cây trồng.

Hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) trung bình trong đất ở lô thí nghiệm ngoài trời FT, FC là 0,84% và 0,63%, ở mức rất thấp, và vật chất hữu cơ (OM) tại lô thực nghiệm trồng cỏ và không trồng cỏ lần lượt là 1,44% và 1,08% cho thấy tình trạng cấu trúc đất ở đây rất kém, với mức ổn định cấu trúc rất thấp.

##### **3.1.2. Hàm lượng của dioxin trong đất trước khi trồng cỏ**

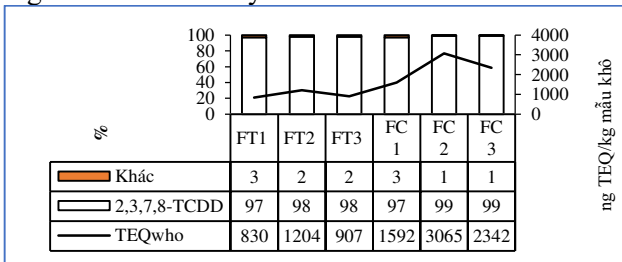
Hàm lượng dioxin trung bình trong đất tại lô thí nghiệm trồng cỏ (FT) và lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC) lần lượt là  $980 \pm 161$  (ng TEQ/kg mẫu khô) và  $2333 \pm 737$  (ng TEQ/kg mẫu khô). Hàm lượng dioxin trong đất

đều vượt quá giới hạn cho phép của Phần Lan (500 ng TEQ/kg mẫu khô). Tuy nhiên, khi so sánh với giới hạn cho phép của Việt Nam và Hà Lan, hàm lượng dioxin trong đất tại các lô trồng cỏ (FT) lại thấp hơn giới hạn cho phép đối với loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Đối với lô thực nghiệm không trồng cỏ FC, hàm lượng dioxin trong đất đều vượt giới hạn cho phép.



Hình 3.1. Sự phân bố của các đồng loại độc của dioxin trong đất khu vực thí nghiệm trước khi trồng cỏ Vetiver.

Ngoài ra, chất 2,3,7,8-TCDD trong mẫu đất, chất này chiếm đến 97-99% trong tổng hàm lượng độc của dioxin (Hình 3.2). Dioxin trong đất tại khu vực thí nghiệm có nguồn gốc từ chất da cam, và điều này phù hợp với các kết quả nghiên cứu trước đây.



Hình 3.2. Tỷ lệ (%) đóng góp vào hàm lượng WHO-TEQ của chất 2,3,7,8-TCDD và các đồng loại độc khác của dioxin.

Đất trong khu vực thí nghiệm là loại đất thịt sét cát với độ bền cấu trúc đất kém, không phù hợp cho sự phát triển của cây trồng. Lượng dioxin tồn lưu trong khu vực thí nghiệm trồng cỏ dao động từ 830 đến 3065 (ng TEQ/kg mẫu khô). Hàm lượng dioxin tại các lô thí nghiệm trồng cỏ thấp hơn tại các lô đối chứng. Hàm lượng dioxin trong đất tại các lô trồng cỏ đều nhỏ

hơn QCVN 45/2012/BTNMT đối với loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Ngược lại, hàm lượng dioxin trong đất tại các lô không trồng cỏ đều vượt giới hạn của Quy chuẩn này.

### 3.1.3. Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất trước khi trồng cỏ

Cadimi (Cd) là kim loại phổ biến nhất tại khu vực nghiên cứu, với sự khác biệt lớn giữa nhóm FC và FT, với hàm lượng trung bình dao động từ  $2,28 \pm 0,65$  mg/kg đến  $11 \pm 6,73$  mg/kg và cao hơn hàm lượng cho phép của các loại đất theo khuyến nghị của EU, WHO (3mg/kg) và Việt Nam (4mg/kg) sử dụng cho mục đích lâm nghiệp. Hàm lượng Crom (Cr) và Niken (Ni) trong lô thí nghiệm thấp hơn mức cho phép trong các loại đất theo khuyến cáo của Việt Nam (150 mg/kg), EU (180 mg/kg) và WHO (100 mg/kg). Hàm lượng Cu, Pb đo được ở các nghiệm thức FC và FT thấp hơn mức cho phép theo khuyến cáo của EU, WHO và Việt Nam. Kẽm (Zn) với hàm lượng giá trị trung bình là  $236 \pm 80$  mg/kg, và hàm lượng Zn trong đất tại nghiệm thức FT cao gần gấp đôi hàm lượng trong đất tại nghiệm thức FC. Trong khi đó, Zn được quan sát thấy ở đất FC với giá trị trung bình  $117 \pm 14$  mg/kg. Zn trong đất phát hiện tại thời điểm lấy mẫu ban đầu thấp hơn tiêu chuẩn của Việt Nam, WHO và EU.

Dựa trên chỉ số nhiễm bẩn  $C_f^l$ , hàm lượng Cd trong nghiên cứu này cho thấy mức độ nhiễm bẩn rất nghiêm trọng trong khu vực thí nghiệm tại thời điểm khảo sát trước khi trồng cỏ. Zn trong đất thí nghiệm đang ở mức độ nhiễm bẩn cao (FT) và mức độ nhiễm bẩn trung bình (FC). Đối với Cr, Ni trong đất thí nghiệm cho thấy mức độ nhiễm bẩn trung bình đối với cả hai nghiệm thức FT và FC. Mức độ nhiễm bẩn của Cu, Pb trong đất thí nghiệm cho thấy đất đang ở mức nhiễm bẩn cao (Bảng 3.1).

Theo mức độ điều chỉnh  $C_d$  được tính toán tại nghiệm thức không trồng cỏ là rất cao ( $C_d=5$ ) và mức độ nhiễm bẩn tại nghiệm thức có trồng cỏ là cực kỳ cao ( $C_d=16$ ) (Bảng 3.1).

Bảng 3. 1. Chỉ số nhiễm bẩn và độ nhiễm bẩn điều chỉnh trong đất của các kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu

	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	Lô thực nghiệm
Hàm lượng (mg/kg)	11	40	76	25	92	224	FT
$C_f$	83	2	2	1	4	4	(Trồng cỏ)

C <sub>d</sub>	16						FC (Không trồng cỏ)
Hàm lượng (mg/kg)	2,47	35	59	21	57	120	
C <sub>f</sub>	18	2	2	1	3	2	
C <sub>d</sub>	5						

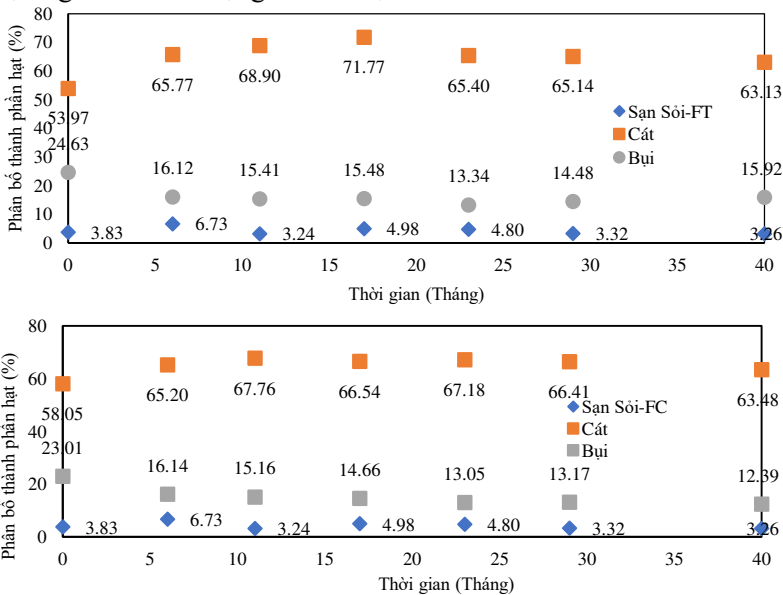
Kết quả nghiên cứu chỉ ra rằng đất tại điểm nghiên cứu có hàm lượng một số kim loại nặng (Cd, Cu, Pb và Zn) khá cao, với sự phân bố hàm lượng theo thứ tự Cd > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb và nguồn gốc của chúng từ dầu diesel được sử dụng trong chiến tranh do hoạt động thu gom và vận chuyển hoá chất.

### 3.2. Tác động của cỏ Vetiver lên đặc điểm đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hoà, Đồng Nai

#### 3.2.1. Tác động của cỏ Vetiver lên đặc tính cơ lý, hoá lý của đất

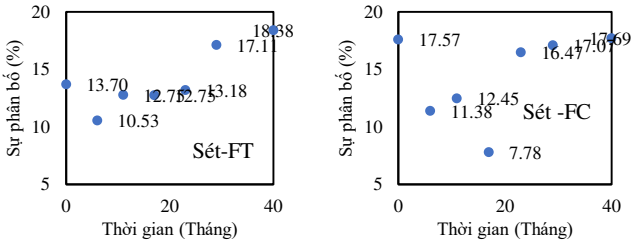
##### \* Sự phân bố thành phần hạt

Kết quả phân tích thành phần hạt cho thấy sự phân bố cấp hạt cát và bụi biến động nhẹ theo thời gian với sự chênh lệch phần trăm không đáng kể từ 1-3% (Hình 3.3). Điều này cho thấy, sau hơn 2 năm trồng cỏ thì đất trong khu vực nghiên cứu ở trạng thái ổn định.



Hình 3. 3. Phân bố thành phần hạt theo thời gian lấy mẫu tại nghiệm thức trồng cỏ FT và nghiệm thức không trồng cỏ FC (kết quả từ Dự án PEER).



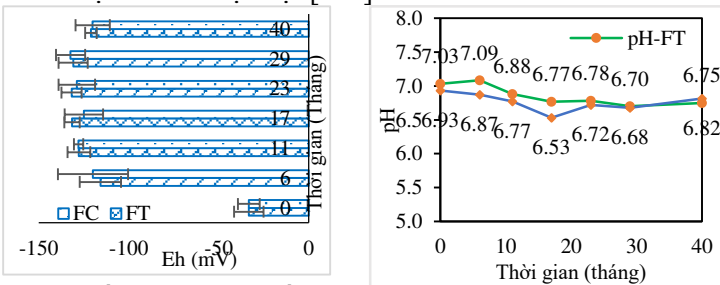


Hình 3.4. Sự phân bố sắt tại nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ theo thời gian tại khu vực thí nghiệm ngoài trời (kết quả từ Dự án PEER).

Tuy nhiên, khi xét đến sự phân bố thành phần sét, các nghiệm thức có trồng cỏ (FT) có tỷ lệ sét tăng theo thời gian (Hình 3.4) với hệ số tương quan  $R^2 = 0,65$  và sự dao động thành phần hạt sét tại các lô không trồng cỏ (FC) với hệ số tương quan thấp hơn nhiều  $R^2 = 0,12$ . Sự khác biệt về thành phần hạt sét tại hai nghiệm thức theo thời gian có thể được giải thích do tác động của cỏ Vetiver [160].

**\* Đặc tính hóa lý**

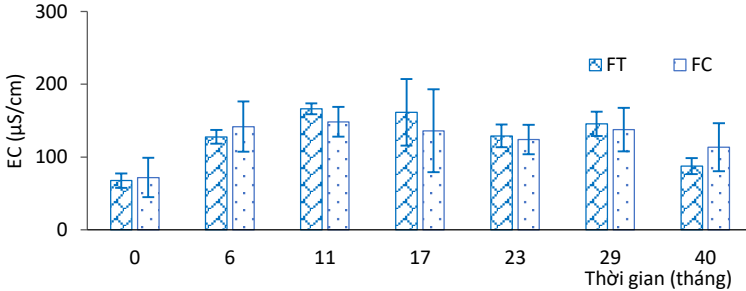
pH: Môi trường đất khu vực nghiên cứu trung tính và thay đổi không đáng kể theo thời gian trồng cỏ với giá trị pH theo thời gian tại lô thực nghiệm (Hình 3.5). Thế oxy hóa khử (Eh): Kết quả phân tích giá trị Eh tại hai nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ lần lượt là -115 mV đến -132 mV và -124 mV đến -132 mV (Hình 3.5). Trạng thái khử của đất chiếm ưu thế tại lô trồng cỏ được giải thích khả năng bơm oxy qua tế bào khí mô để tăng Eh trong vùng rễ của một số loài thực vật [165].



Hình 3. 1. Biến động của thế oxy hóa khử (Eh) và pH của đất khu vực thí nghiệm theo thời gian (kết quả từ Dự án PEER).

EC: Đối với lô trồng cỏ, giá trị EC dao động từ 127-169  $\mu\text{S}/\text{cm}$  và lô không trồng EC dao động từ 124 đến 148  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , đều đạt điều kiện tối ưu

cho cây trồng phát triển (Hình 3.6). Tại lô trồng cỏ (FT) giá trị EC có chiều hướng tăng theo thời gian và dần ổn định, trong khi đó, lô không trồng cỏ (FC) dao động không nhiều và không sai khác so với thời điểm ban đầu. Xu hướng giá trị EC tại nghiệm thức trồng cỏ cao hơn nghiệm thức không trồng cỏ do sự phát triển của hệ thống rễ bề mặt được hình thành từ cỏ Vetiver.



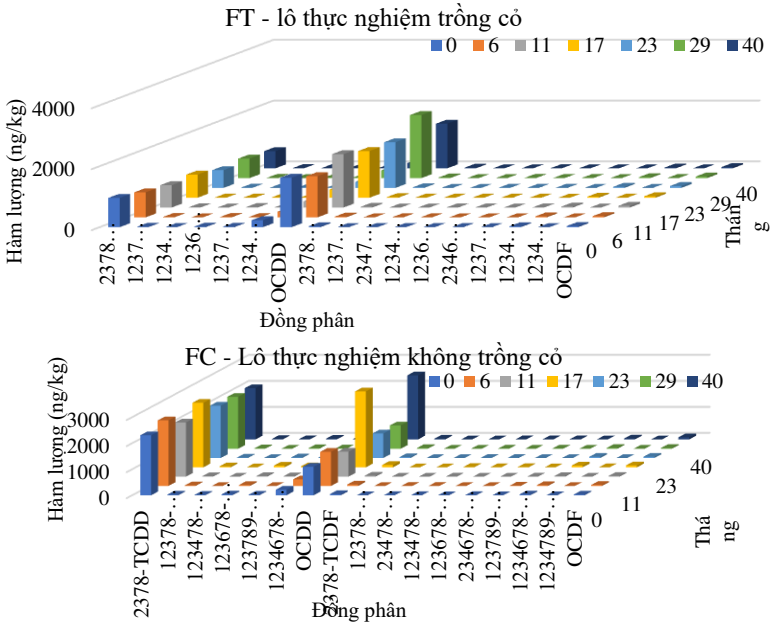
Hình 3.6. Biến động của độ dẫn điện (EC) trong đất theo thời gian thí nghiệm (kết quả từ Dự án PEER).

+ OC: Giá trị OC biến động không nhiều và có xu hướng cao hơn vào mùa khô và thấp hơn vào mùa mưa. Giá trị OC dao động từ 0,55 % (OM = 1,25%) tại lô thí nghiệm trồng cỏ và từ 0,63% (OM = 1.08) đến 1,06% ở lô thí nghiệm không trồng cỏ. Như vậy, có thể thấy cỏ Vetiver có tác dụng trong quá trình tạo mùn cho đất, tăng hàm lượng các chất hữu cơ trong đất, cũng như tăng khoáng chất và độ màu mỡ của đất.

### 3.2.2. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng dioxin trong đất khu vực nghiên cứu

#### \* *Biến động của hàm lượng dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong đất*

Kết quả dioxin theo từng đợt lấy mẫu cho thấy, hàm lượng dioxin trong mẫu đất của khu vực thực nghiệm ngoài trời tại lô trồng cỏ giảm dần theo thời gian (40 tháng) (Hình 3.7). Tại thời điểm bắt đầu dự án, hàm lượng trung bình dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong mẫu đất lô thực nghiệm trồng cỏ tại thời điểm khảo sát lần lượt là  $980 \pm 161$  (ng TEQ/kg đất khô) và  $959 \pm 163$  (ng/kg đất khô). Sau 40 tháng trồng cỏ Vetiver thì hàm lượng trung bình dioxin và 2,3,7,8-TCDD lần lượt là  $585 \pm 9$  (ng TEQ/kg đất khô) và  $568 \pm 12$  (ng/kg đất khô).



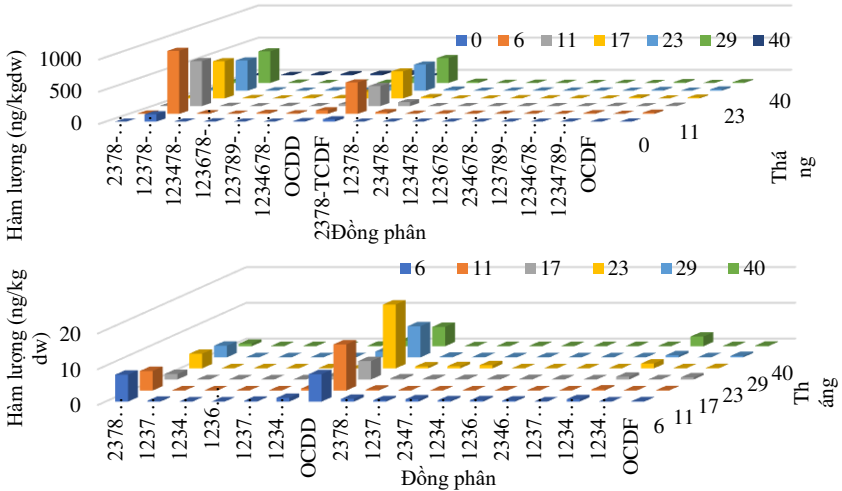
Hình 3.7. Biến động của hàm lượng các đồng loại độc trong đất tại theo thời gian thí nghiệm.

Hàm lượng trung bình của tổng hàm lượng độc của dioxin và của 2,3,7,8-TCDD trong đất các lô thí nghiệm không trồng cỏ thay đổi không đáng kể. Thời điểm ban đầu, tổng hàm lượng độc trung bình của dioxin và 2,3,7,8-TCDD lần lượt là  $2298 \pm 740$  ng TEQ/kg đất khô và  $2333 \pm 737$  ng TEQ/kg đất khô, và các hàm lượng này sau 40 tháng thí nghiệm tại các lô đối chứng lần lượt là  $1969 \pm 885$  ng TEQ/kg đất khô và  $1998 \pm 881$  ng TEQ/kg đất khô.

**\* Biến động tổng hàm lượng độc của dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong rễ, chồi, và thân của cỏ Vetiver**

Kết quả phân tích dioxin trong mẫu rễ và mẫu chồi được tổng hợp trong Bảng 4.2, cho thấy hàm lượng dioxin trung bình trong mẫu rễ tại thời điểm khảo sát (D0) là  $116 \pm 15$  (ng TEQ/kg mẫu khô). Sau 6 tháng giá trị này tăng mạnh lên  $998 \pm 669$  (ng TEQ/kg mẫu khô), và sau 11 tháng giảm xuống là  $700 \pm 341$  (ng TEQ/kg mẫu khô). Hầu hết nghiên cứu đã chỉ ra rằng sự hấp thụ của chất hóa học hữu cơ từ rễ cây là thụ động và quá trình khuếch

tán [105]. Sau đó, sự hấp thụ dioxin từ đất vào rễ tiếp tục xảy ra, nhưng có xu hướng giảm đáng kể từ thời điểm lấy mẫu D3 đến thời điểm lấy mẫu D6 với hàm lượng dioxin trung bình dao động từ  $469 \pm 139$  (ng TEQ/kg mẫu khô) đến  $406 \pm 48$  (ng TEQ/kg mẫu khô) (Hình 3.8).



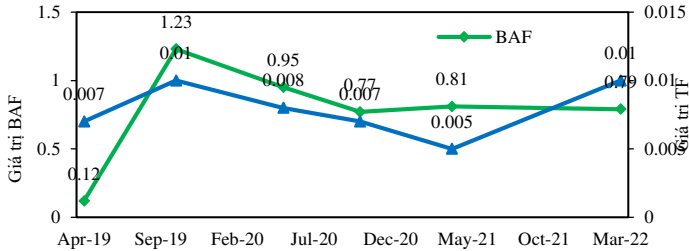
Hình 3.8. Biểu đồ hàm lượng đồng loại độc dioxin trong rễ và chồi tại lô thực nghiệm trồng cỏ (Số liệu từ Dự án PEER).

Kết quả phân tích dioxin trong chồi và rễ và cũng như sự biến động hàm lượng dioxin (Hình 3.8) cho thấy có sự vận chuyển của dioxin từ rễ lên chồi. Hàm lượng dioxin trong mẫu chồi thấp hơn rất nhiều so với mẫu rễ, tuy nhiên sự thay đổi hàm lượng trong chồi qua từng đợt mẫu cũng tương tự như trong mẫu rễ. Hàm lượng dioxin cao nhất trong mẫu chồi được ghi nhận tại đợt 1 và 2, với giá trị dioxin trung bình lần lượt là  $8,12 \pm 2,86$  (ngTEQ/kg mẫu khô) và  $5,51 \pm 2,83$  (ngTEQ/kg mẫu khô). Tổng hàm lượng dioxin được vận chuyển từ rễ lên chồi có quan hệ khá mật thiết với nhau, với hệ số tương quan  $r = 0,55$ ,  $p < 0,05$ .

#### \* Tích lũy sinh học và chuyển hóa của cỏ Vetiver đối với dioxin

Tỷ lệ giữa của hàm lượng dioxin trong rễ và trong đất của các thí nghiệm xử lý được sử dụng để tính chỉ số tích lũy sinh học (BAF) (Hình 3.9). Sau 6 tháng trồng cỏ Vetiver (tháng 4/2019), cây đã tích lũy sinh học dioxin từ đất vào rễ ( $BAF > 1$ ) và có xu hướng giảm xuống theo thời gian sau 12 tháng trồng cỏ.

Hệ số vận chuyển (TF) được tính bằng tỷ số giữa sự tích lũy dioxin trong chồi và trong rễ. Giá trị TF ở lần lấy mẫu thứ hai cao hơn giá trị TF ở những lần lấy mẫu khác. Kết quả cũng cho thấy hệ số vận chuyển thấp hơn nhiều so với hệ số tích lũy sinh học. Tuy nhiên, mối tương quan thuận giữa hàm lượng dioxin trong chồi và rễ cỏ Vetiver đã được xác định ( $r^2 = 0,55$ ,  $p < 0,05$ ).



Hình 3. 9. Sự tích lũy sinh học và vận chuyển dioxin của cỏ Vetiver tại thí nghiệm ngoài trời.

### 3.2.3. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng một số kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu

Hàm lượng trung bình của Cd tại lô thực nghiệm trồng cỏ giảm theo thời gian, từ  $11 \pm 6,73$  mg/kg (D0) đến  $6,29 \pm 6,06$  mg/kg (D6) ( $p < 0,05$ ). Ngược lại, đối với nghiệm thức không trồng cỏ FC, hàm lượng trung bình của Cd dao động trong khoảng  $4,28 \pm 4,10$  mg/kg (D3) và  $1,00 \pm 0,40$  mg/kg (D4) và sự sai khác qua các đợt lấy mẫu trong suốt thời gian thí nghiệm không có ý nghĩa về mặt thống kê ( $p > 0,05$ ).

Hàm lượng trung bình của kẽm trong đất khu vực thí nghiệm giảm mạnh tại lô trồng cỏ, so với mẫu ban đầu (D0:  $236 \pm 80$  mg/kg), bắt đầu từ lần lấy mẫu thứ 3 (D3) ( $p < 0,05$ ) và duy trì đến đợt lấy mẫu thứ sáu (D6:  $138 \pm 66$  mg/kg). Đối với lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC), hàm lượng trung bình của kẽm biến động nhẹ,  $117 \pm 14$  mg/kg ở đợt lấy mẫu D0, D1 và D2, và tăng nhẹ ở đợt lấy mẫu thứ tư  $128 \pm 59$  mg/kg và giảm nhẹ ở các đợt lấy mẫu tiếp theo (D4 và D5) nhưng sự sai khác không có ý nghĩa về mặt thống kê ( $p > 0,05$ ).

Hàm lượng Pb trong đất lô không trồng cỏ FC và lô trồng cỏ FT thay đổi theo thời gian lấy mẫu, tuy nhiên sự biến động này không đáng kể và không có sự sai khác về mặt thống kê ( $p > 0,05$ ). Hàm lượng Cu tại nghiệm

thức FT có xu hướng giảm theo thời gian nhưng cũng như lô đối chứng, sự biến động không rõ nét ( $p > 0,05$ ). Điều này có nghĩa là tác động của Vetiver lên hàm lượng Chì, Đồng trong đất các lô thí nghiệm là không rõ ràng.

Hàm lượng trung bình của Crom (Cr), Niken (Ni) trong đất khu vực thực nghiệm không có xu hướng giảm mà dao động nhẹ theo thời gian ở cả hai nghiệm thức ( $p > 0,05$ ), và điều này có nghĩa là cỏ Vetiver không có tác dụng làm giảm hàm lượng Cr, Ni trong đất.

### 3.2.4. Hiệu quả xử lý dioxin và một số kim loại nặng trong đất của cỏ Vetiver tại khu vực nghiên cứu

Đánh giá hiệu quả xử lý ô nhiễm dioxin và kim loại trong đất của cỏ Vetiver có thể được đánh giá qua lượng chất ô nhiễm được loại bỏ khỏi môi trường đất thông qua công nghệ xử lý. Một phần chất ô nhiễm có thể được loại bỏ khỏi đất thông qua xử lý, trong khi phần còn lại của chất ô nhiễm thường được đo để tính tỷ lệ loại bỏ với công thức sau [180]:

$$\text{Tỷ lệ loại bỏ (\%)} = (1 - A/B) \times 100 \quad (8)$$

Trong đó:

A là phần còn lại của chất ô nhiễm sau khi xử lý;

B là tổng lượng chất ô nhiễm trước khi xử lý;

#### \* *Hiệu quả xử lý dioxin của cỏ Vetiver trong đất nhiễm dioxin*

Cỏ Vetiver có tác dụng trong việc xử lý ô nhiễm dioxin cũng như chất 2,3,7,8-TCDD trong đất khu thí nghiệm. Hàm lượng dioxin trong đất tại lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC) đã thay đổi do dioxin bị mưa rửa trôi hoặc xảy ra quá trình quang hóa [181]. Sự thay đổi hàm lượng dioxin trong đất tại lô FC cũng bị ảnh hưởng bởi lượng mưa. Nồng độ dioxin của các lô này có tương quan nghịch với tổng lượng mưa với các giá trị tương quan ma trận lần lượt là  $r^2 = -0,976$ ,  $p < 0,01$ .

Bảng 3.2. Phần trăm loại bỏ dioxin trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver

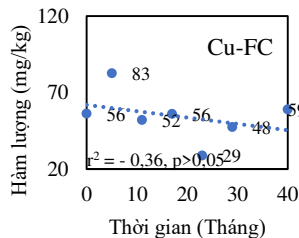
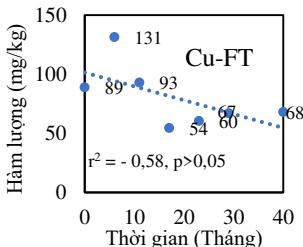
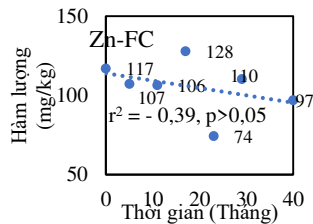
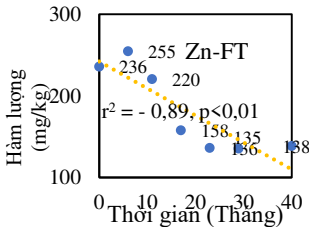
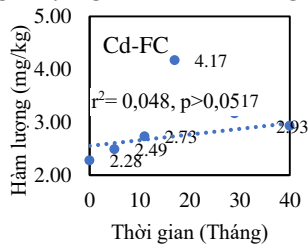
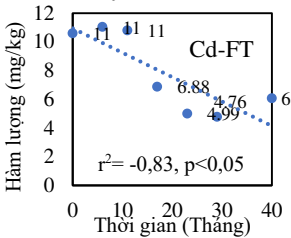
Đợt mẫu	Thời gian	TEQ <sub>who</sub> (ng TEQ/kg mẫu khô)	2,3,7,8-TCDD (ng/kg mẫu khô)	Hiệu quả giảm hàm lượng (%)	
				TEQ <sub>who</sub>	2,3,7,8-TCDD
D0	10/2018	980±161	959±163	0	0
D1	4/2019	840±156	820±158	14,5	14,5

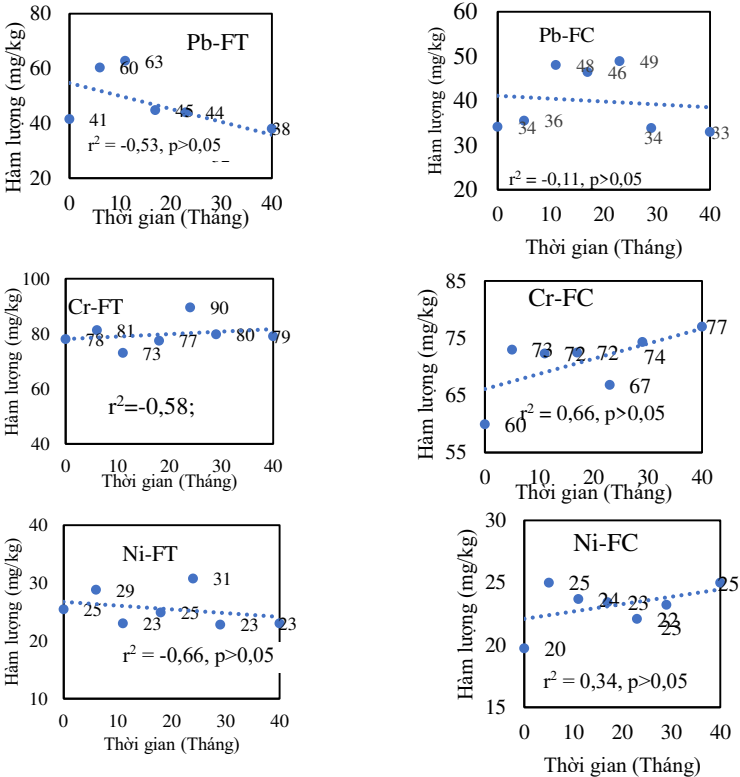
D2	10/2019	751±3	733±5	23,4	23,5
D3	5/2020	773±32	758±31	21,2	21,0
D4	10/2020	598±36	582±38	39,0	39,3
D5	4/2021	653±55	638±54	33,4	33,5
D6	3/2022	585±9	568±12	40	41

Cỏ Vetiver có khả năng làm giảm nhẹ ô nhiễm dioxin trong đất tại khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa một cách hiệu quả. Lượng dioxin trong đất khu vực thí nghiệm được loại bỏ khoảng 41% (Bảng 3.2) sau 40 tháng nghiên cứu tại lô trồng cỏ theo tính toán dựa trên công thức (8). Hiệu quả xử lý dioxin trong đất tốt nhất của cỏ Vetiver trong 12 tháng trồng cỏ đầu tiên sau đó chậm dần.

**\* Hiệu quả xử lý kim loại nặng của cỏ Vetiver trong đất nhiễm dioxin**

Hàm lượng Cd và Zn giảm đáng kể khi xử lý cỏ Vetiver còn các kim loại khác sự thay đổi theo thời gian không có ý nghĩa về mặt thống kê.





Hình 3.10. Tương quan giữa hàm lượng các kim loại nặng và thời gian thí nghiệm tại 02 nghiệm thức.

Như vậy, cỏ Vetiver chỉ có tác dụng loại bỏ Cadmium và Kẽm trong đất ở nghiệm thức FT. So sánh số liệu thu được tại ô FC qua các thời kỳ lấy mẫu, tổng hàm lượng các kim loại vết có biến động theo thời gian, tuy nhiên không nhiều và không có ý nghĩa về mặt thống kê (Hình 3.10).

Bảng 3.3. Phần trăm loại bỏ kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver

Đợt mẫu	Thời gian	Cadimi	Kẽm	Hiệu quả giảm hàm lượng (%)	
		mg/kg	mg/kg	Cadimi	Kẽm
D0	10/2018	11±6,73	236 ± 80	0	0
D1	5/2019	11 ± 5,48	255 ± 89	0	-8
D2	10/2019	11 ± 7,14	220 ± 73	0	7
D3	5/2020	6,72 ± 4,10	158 ± 46	44	37



D4	10/2020	4,99 ± 2,51	136 ± 26	55	46
D5	4/2021	4,76 ± 2,12	135 ± 9	57	43
D6	3/2022	6,29 ± 6,06	138 ± 66	43	41

Kết quả phân tích mẫu đất, chồi, rễ và thân tại khu vực thí nghiệm trồng cỏ Vetiver trong thời gian nghiên cứu 40 tháng cho thấy cỏ Vetiver đã loại bỏ hiệu quả dioxin và một số kim loại nặng trong đất (Cd và Zn). Vetiver loại bỏ hiệu quả nhất là Cd (43%), tiếp đến là kẽm (41%) sau 40 tháng (Bảng 3.3).

### **3.2.5. Quá trình sinh trưởng của cỏ Vetiver và quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver**

#### **\* *Quá trình sinh trưởng của cỏ Vetiver***

Qua các số liệu quan trắc cho thấy, sau 7 đến 8 tháng trồng cỏ thì cỏ Vetiver bắt đầu trở hoa, thời gian trở hoa kéo dài khoảng 3 tháng. Sau 11 tháng được trồng, thì cỏ đạt chiều cao tối đa khoảng 2,2 m. Đây là thời kỳ phát triển tốt nhất của cỏ Vetiver. Chu kỳ sinh trưởng tiếp theo bắt đầu tháng 11/2019 tương ứng với đợt lấy mẫu thứ ba. Điều này cho thấy cứ mỗi năm cỏ Vetiver lại bắt đầu chu kỳ sinh trưởng mới của chúng và để thêm nhiều nhánh mới. Sau đợt lấy mẫu thứ 3, tiến hành cắt ngắn cỏ để ở chiều cao 25-30cm nhằm thúc đẩy quá trình sinh trưởng. Tuy nhiên tốc độ tăng trưởng về chiều cao của cỏ trong những năm tiếp theo không đạt được như năm đầu tiên.

Tại thời điểm cỏ sinh trưởng mạnh thì hàm lượng dioxin trung bình trong rễ là 998±669 (ng TEQ/kg mẫu khô) và 714±341 (ng TEQ/kg mẫu khô) tương ứng với hàm lượng dioxin trong chồi là 8,12±2,16 (ng TEQ/kg mẫu khô) và 5,51±2,83 (ng TEQ/kg mẫu khô), đây cũng là thời gian mà cỏ phát triển tốt nhất. Điều này cho thấy sự sinh trưởng phát triển của cỏ ảnh hưởng trực tiếp đến quá trình hấp thụ chất ô nhiễm [105].

#### **\* *Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ***

Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ tăng mạnh trong giai đoạn đầu và đạt đỉnh sau 11 tháng tương ứng 972 tấn/ha và 551 kg khô/100m<sup>2</sup> (Bảng 3.4). Điều này cho thấy giai đoạn 11 tháng cỏ phát triển mạnh mẽ nhất và cũng là thời điểm phát triển tốt nhất của cỏ tương ứng đặc điểm sinh trưởng

của cỏ Vetiver. Sau 40 tháng trồng cỏ, năng suất chất xanh và sinh khối cỏ lần lượt là 428 tấn/ha và 242 kg khô/100m<sup>2</sup>.

Bảng 3.4. Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ theo thời gian thí nghiệm

Thời gian (tháng)	Trọng lượng trung bình của khóm cỏ (kg)	Tổng số khóm cỏ (khóm)	Năng suất chất xanh (tấn/ha)	a-hệ số khô trung bình của cỏ	Sinh khối cỏ (kg khô/100m <sup>2</sup> )
6	2,9	1944	572	0,17	324
11	5	1944	972	0,17	551
18	3	1944	583	0,17	330
24	3,5	1944	680	0,17	386
29	4,6	1944	894	0,17	507
40	2,2	1944	428	0,17	242

Các kết quả cho thấy rằng cỏ phát triển mạnh mẽ nhất trong giai đoạn đầu, đặc biệt là từ 6 đến 11 tháng. Thời điểm này là lúc cỏ có khả năng xử lý ô nhiễm hiệu quả nhất do sự tích lũy sinh khối và chất xanh cao.

**\* Quy trình công nghệ trồng cỏ Vetiver trong xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác**

Quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver được xây dựng dựa trên đặc điểm sinh học, phương pháp, kiến thức trồng và chăm sóc cỏ Vetiver được thể hiện qua ba bước:

- + Bước 1: Xác định khu vực xử lý
- + Bước 2: Xử lý đất ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác
- + Bước 3: Xử lý cỏ sau khi thu hoạch

### KẾT LUẬN

Trên cơ sở những phân tích, đánh giá kết quả nghiên cứu về đặc điểm lý hóa của đất, hàm lượng dioxin và một số kim loại nặng trong đất thí nghiệm tại khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai, luận án đưa ra một số kết luận như sau:

1. Đất nhiễm dioxin trong khu vực nghiên cứu là đất cát thịt sét trung tính, với sự phân bố thành phần cát chiếm ứu thế 58,05 ± 0,4%, cấu

trúc kém và khô cằn với chất hữu cơ thấp  $OM = 1,44 \pm 0,41$ , là môi trường không thích hợp với sự phát triển của cây trồng. Tuy nhiên, cỏ Vetiver đã phát triển rất tốt trong điều kiện này, với chiều cao trung bình lớn nhất của cỏ là 2,2 m. Vetiver đã giúp cải thiện tính chất đất, cụ thể độ mùn của đất tăng lên và kích thích quá trình phân giải các chất hữu cơ.

2. Hàm lượng dioxin trong đất khu vực nghiên cứu phân bố không đồng đều, dao động từ 830 (ngTEQ/kg mẫu khô) đến 3065 (ngTEQ/kg mẫu khô), gần ngưỡng và vượt quá ngưỡng cho phép đối với đất sử dụng cho mục đích công nghiệp theo Quy chuẩn Việt Nam (QCVN 45:2012/BTNMT) và tiêu chuẩn Quốc tế. Trong đó, đồng loại độc 2,3,7,8 – TCDD chiếm từ 97 đến 99% lượng dioxin; điều này chứng tỏ rằng dioxin tồn lưu trong môi trường đất khu vực nghiên cứu có nguồn gốc từ chất da cam bị chảy tràn do quá trình dồn dịch, rửa máy bay trong chiến tranh. Bên cạnh đó, một số kim loại nặng như Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn tồn lưu trong đất, với mức độ nhiễm bẩn rất nặng của Cd và mức độ nhiễm bẩn trung bình của các kim loại Cr, Cu, Ni, Pb và Zn.
3. Cỏ Vetiver đã chứng tỏ được tính hiệu quả trong việc loại bỏ dioxin tồn lưu trong môi trường đất tại khu vực nghiên cứu ( $r^2 = -0,75$ ,  $p < 0,001$ ). Hiệu suất xử lý hiệu quả nhất của cỏ Vetiver đối với dioxin là trong năm đầu tiên trồng cỏ, với hàm lượng dioxin trong đất có thể giảm đến 23,4%. Sự phát triển và sinh trưởng cỏ ảnh hưởng trực tiếp đến hiệu suất xử lý ô nhiễm ( $r^2 = -0,5$ ,  $p < 0,05$ ). Hơn thế nữa, cỏ Vetiver cũng loại bỏ Cd ( $r^2 = -0,83$ ,  $p < 0,05$ ) và Zn ( $r^2 = -0,89$ ,  $p < 0,01$ ) trong đất rất hiệu quả. Sau 40 tháng trồng cỏ hàm lượng Cd và Zn trong đất được loại bỏ lần lượt đến 43 % và 41 %.