

DIOXIN TRONG ĐẤT Ở VIỆT NAM

GS.TS. Lê Văn Khoa

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên

Đại học Quốc gia Hà Nội

I. Cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái đất

Đất là một hệ sinh thái (HST) bao gồm những sinh vật sản xuất như địa y, tảo rêu, vi sinh vật cố định nitơ và thực vật bậc cao sống trên đất... Sinh vật tiêu thụ và sinh vật phân hủy là khu hệ động vật đất, nấm và vi sinh vật. Các sinh vật đất rất phong phú về số lượng và thể loại, phụ thuộc vào độ phì nhiêu và nhiều tính chất lý, hóa học của đất. Hợp phần không sống bao gồm: nước, chất khoáng, chất hữu cơ và không khí. Giống như các HST khác, giữa các yếu tố sống và không sống trong đất luôn xảy ra sự trao đổi năng lượng và vật chất, phản ánh tính chức năng của một HST. HST đất có khả năng tự điều chỉnh để lập lại cân bằng, giúp cho hệ được ổn định mỗi khi có tác động từ bên ngoài. Tuy nhiên, sự tự điều chỉnh của HST đất có một giới hạn nhất định, trong trường hợp có nhiều chất độc hại như Dioxin xâm nhập vào đất gây ra nhiều thay đổi vượt quá ngưỡng giới hạn tự điều chỉnh thì HST đất mất khả năng này và hậu quả là đất bị ô nhiễm. Như vậy, Dioxin sẽ trở thành nhân tố sinh thái giới hạn đối với môi trường đất.

II. Diện tích đất bị tác động Dioxin ở miền Nam Việt Nam

Theo tài liệu của Lê Cao Đài (1986) thì ở miền Nam diện tích bị rải chất độc hóa học (CDHH) là 30.101 km², chiếm 16,51% (Bảng 1).

Bảng 1. Diện tích bị rải CDHH ở miền Nam

TT	Địa phương	Diện tích tự nhiên (km ²)	Diện tích bị rải (km ²)	Tỷ lệ %
1	TP. HCM	2.029	530	26
2	Bình Trị Thiên	18.340	3678	20
3	Quảng Nam – Đà Nẵng	11.989	2639	22
4	Nghĩa Bình	11.900	2049	17
5	Gia Lai- Kontum	25.536	3.301	12
6	Đắk Lắk	19.800	727	8
7	Phú Khánh	9.804	1.638	16

TT	Địa phương	Diện tích tự nhiên(km ²)	Diện tích bị rải (km ²)	Tỷ lệ %
8	Lâm Đồng	9.933	720	7
9	Thuận Hải	11.374	1.918	16
10	Sông Bé	9.899	4.217	42
11	Tây Ninh	4.030	4.480	36
12	Đồng Nai	7.7578	3.773	49
13	Long An	4.355	582	13
14	Tiền Giang	2.377	158	6
15	Bến Tre	2.225	444	19
16	Đồng Tháp	3.393	100	3
17	An Giang	3.493	11	0,3
18	Kiên Giang	6.358	298	5
19	Hậu Giang	6.126	270	4
20	Cửu Long	3.854	300	8
21	Minh Hải	7.697	1.226	16
22	Vũng Tàu – Côn Đảo	244	36	14

Nguồn: Lê Cao Đài, 1986.

Hoàng Đình Cầu dẫn số liệu của A.H. Westing trong cuốn "Herbicides in war the long term ecological and human consequences" (SIPRI, 1984) ước lượng máy bay đã rải các chất diệt cỏ và phát quang trên một diện tích bị rải 1 đến nhiều lần như ở Bảng 2.

Bảng 2. Diện tích rải các hóa chất bằng máy bay (Đơn vị: 1.000 ha)

Diện tích cây che phủ	Diện tích	Diện tích bị rải 1 lần và nhiều lần
Rừng rậm nhiệt đới	5.800	1.077
Rừng thưa	2.000	100
Rừng tre nứa	800	40
Rừng đước (RNM)	500	151
Rừng cao su	100	30
Rừng thông	100	0
Rừng cây	10.400	1.434
Ruộng lúa nước	2.500	59

Đất trồng hoa màu	500	177
Đất trồng ngũ cốc	3.000	236
Các loại đất khác	3.926	0
Tổng cộng	17.326	1.670

Nguồn: Hoàng Đình Cầu, 2000.

Sau Thế chiến thứ II, 2-4-5 T được dùng trừ cỏ. Nhưng sau đó phát hiện trong chất này có TCDD thì nhiều nước kể cả Mỹ đã hạn chế hoặc cấm sử dụng. Liều lượng từ 1 kg đến 1,5 kg/ha 2-4-5T trừ được cỏ lá rộng, không trừ được cỏ hòa thảo.

Trong những năm từ 1962-1968, Mỹ đã rải hàng vạn tấn CDHH, trong đó có chứa chất da cam chứa 2-4-5T, hủy diệt 1.709 ha cây rừng và cây nông nghiệp. Liều lượng gấp 28-30 lần thuốc dùng trừ cỏ (Hoàng Đình Cầu, 2000) [3]. Số liệu ở Bảng 2 cho thấy, diện tích bị phun rải chất độc vào khoảng 13,6 triệu ha, trong đó số diện tích bị phun rải một lần chiếm 66%, hai lần chiếm 22%, 3 lần chiếm 8%, 5 lần trở lên chiếm 1%. Tuy vậy, do việc sử dụng CDHH nằm trên đầu nguồn của nhiều con sông lớn như sông Bến Hải, sông Cửu Long, sông Hương, sông Hàn, sông Đồng Nai, sông Bé, sông Vàm Cỏ, cùng gió, bão, lụt lội và nhiều yếu tố tự nhiên-xã hội khác làm cho chất độc đã được truyền lan gần như toàn bộ diện tích đất đai miền Nam Việt Nam. Các tỉnh thuộc Chiến khu C, D mà cụ thể là các tỉnh xung quanh Sài Gòn như Tây Ninh, Đồng Nai, Bình Dương, Bà Rịa – Vũng Tàu là những nơi bị phun rải nhiều nhất, chiếm trên 50% tổng khối lượng chất diệt cây, tiếp đến là các tỉnh Kon Tum, Gia Lai, Đắk Lắk, Bình Định, Phú Yên, Khánh Hòa, tức là các tỉnh Tây Nguyên và Nam Trung Bộ chiếm 20%; sau đó là các tỉnh giáp vĩ tuyến 17 như Quảng Trị, Thừa Thiên – Huế, Quảng Nam chiếm 16%, thấp nhất là ở các tỉnh đồng bằng sông Cửu Long 8% [6].

Các chất diệt cây chủ yếu được sử dụng để phá hủy rừng, nơi quân đội Mỹ cho là căn cứ của Quân giải phóng miền Nam, chiếm khoảng 85% tổng khối lượng, còn lại khoảng 15% dùng để phá hủy ruộng nương, hoa màu nhằm trực tiếp tiêu hủy nguồn lương thực của quân dân miền Nam Việt Nam.

Theo A.N. Westing (1983), các chất độc được rải có nồng độ gấp 20-40 lần nồng độ dùng trong nông nghiệp và được rải lặp lại nhiều lần trong khoảng thời gian dài với nồng độ cao, không những đã làm chết cây cối, động vật, mà còn gây ô nhiễm môi trường đất, nước và đảo lộn các hệ sinh thái tự nhiên và hệ sinh thái đất (Bảng3).

Bảng 3. Diện tích bị rải chất độc hóa học

(Đơn vị: 1.000 ha)

Địa phương	Diện tích tự nhiên (Stn)	Diện tích bị rải (Sr)	% (Sr/Stn)
Các tỉnh Trung Trung Bộ	960.120	323.866	33

Các tỉnh Nam Trung Bộ	4.588.021	930.723	20
Các tỉnh Tây Nguyên	5.613.390	740.393	13
Các tỉnh miền Đông Nam Bộ	2.350.414	1.338.423	56
Các tỉnh miền Tây Nam Bộ	3.881.089	492.575	1

Nguồn: A.H. Westing, 1983.

III. Đặc điểm của Dioxin và sự tồn lưu của chúng trong đất

Dioxin tên chung để gọi các dibenzo-para-dioxin gắn với các nguyên tử clo, trong đó chất 2,3,7,8-TCDD là chất có độc tính mạnh nhất. Do đó, Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đã xác định hệ số đương lượng độc tố gọi là WHO-TEF để tính giá trị độc tổng hợp cho cả họ PCDD, PCDF và PCB đối với các đối tượng môi trường, trong đó 2,3,7,8-TCDD và 1,2,3,7,8-PeCDD là những chất độc nhất có hệ số 1 và trong các đồng phân độc của PCDD hệ số này nhỏ dần cho đến 0,0001 đối với OCDD.

Hầu hết các chất diệt cỏ, phát quang bị phân hủy nhanh sau khi rải. Riêng chất Dioxin có một độc tính cao nhất trong các chất mà con người có thể chế tạo ra đến nay; có thời gian phân hủy ước tính 15-20 năm, nên tồn lưu rất lâu trong môi trường đất, nước và có thể cả trong cơ thể con người.

Dioxin không hòa tan trong nước, độ hòa tan ước tính là 2×10^{-4} ppm, lơ lửng trong nước, nó có thể:

- + Làm thành một lớp mỏng trên mặt nước yên tĩnh và bị quang-phân hủy.
- + Lắng đọng dần xuống đáy của môi trường nước và tồn tại lâu dài trong lớp trầm tích. Sự phân hủy trong điều kiện kỵ khí kéo theo nhiều ngày; thời gian bán phân hủy có thể đến 600 ngày.
- + Nếu môi trường là một dòng chảy, thì Dioxin sẽ bị lôi cuốn về các vùng thấp trũng ở hạ lưu và có thể cuối cùng ra biển; cũng có thể bị giữ lại và đọng ở các góc ngách hoặc ở các điểm cản dòng chảy.
- + Bị các động vật sống trong nước nuốt và hấp thụ vào cơ thể. Dioxin tích lũy trong cơ thể cá, có thể tồn lưu lâu dài với một hàm lượng cao gấp nhiều lần so với hàm lượng có trong môi trường xung quanh, nếu cá tồn tại lâu dài, không bị đánh bắt.
- + Rơi xuống đất, Dioxin dính vào bề mặt của các hạt đất, hạt cát, không ngấm sâu vào bên trong. Phân chất hàm lượng Dioxin trong đất thường chỉ tìm thấy trong lớp đất dày từ 0-10 cm; từ 10-30 cm hầu như ít tìm thấy Dioxin [4, 20], nếu có gặp thì nồng độ cũng thấp. Tuy nhiên, ở những nơi đất tơi xốp, dễ ngấm nước thì Dioxin có thể ngấm sâu quá 30 cm. Một số loại đất có thành phần cơ giới nặng như sét bentonit Di

Linh, Lâm Đồng có khả năng hấp phụ Dioxin cao và loại Dioxin khỏi nước (Đỗ Quang Huy, 2000).

Dioxin rơi xuống đất có khả năng bị phân hủy dần do ánh sáng mặt trời. Theo một số tác giả thì sau 1 năm 50% lượng Dioxin sẽ bị phân hủy (Kearney và cộng sự, 1972).

Phân hủy do nấm và VSV: ở Việt Nam có thể tận dụng ưu thế của con đường phân hủy quang học (ánh sáng mặt trời) kết hợp với hút bằng than hoạt tính, hoặc bón phân hữu cơ để phát triển tập đoàn vi sinh vật.

Như vậy, 2-4-5T ảnh hưởng rất xấu đến sinh trưởng cây lúa và khu hệ VSV đất. Khi dùng từ 5 kg/ha trở lên. Lượng 20 kg/ha là lượng hủy diệt đối với đất trồng lúa [16].

1. Đất rừng

Theo thống kê, chất độc hóa học (CDHH) đã rải xuống gần 17% diện tích rừng và đất nông nghiệp toàn miền Nam từ một đến nhiều lần, để lại hậu quả nặng nề và lâu dài đối với môi trường đất, nước, hủy hoại các HST. Trong những năm trước chiến tranh, độ che phủ rừng tự nhiên từ Nam vĩ tuyến 17 trở vào là 60-70%. Tài nguyên rừng rất phong phú và đa dạng, rừng có trữ lượng gỗ khoảng 200-300 m³/ha. Cấu trúc rừng phức tạp, gồm nhiều tầng và có nhiều loài cây gỗ quý, đường kính 1-2 m, cao 30-40 m, là nguồn tài nguyên quý giá của đất nước. Trong chiến dịch Ranch Hand, các phi vụ tập trung vào các khu rừng từ vùng núi cao tới vùng ven biển. Từ vùng ẩm ướt tới vùng khô hạn trải dài từ vĩ tuyến 17 đến Cà Mau. Vùng cao nhất bị rải chất độc hóa học là khu rừng thuộc Vườn Quốc gia Bạch Mã (Thừa Thiên – Huế) ở độ cao trên 1.500 m. Các vùng khác bị rải là Chiến khu D, Chiến khu C, rừng Bời Lời, rừng Cù Chi, khu vực hàng rào điện tử McNamara (Quảng Trị), A Lưới (Thừa Thiên – Huế), khu Sa Thầy (Kom Tum), khu Cần Giờ (TP. Hồ Chí Minh) và khu Cà Mau. Kết quả, nhiều khu rừng bị triệt phá hoàn toàn, đến nay rừng vẫn chưa được phục hồi, chưa có dấu hiệu các cây rừng bản địa mọc trở lại.

Các số liệu thu thập trên các khu rừng nguyên sinh bị rải CDHH ở Mã Đà trong những năm 1977, 1978 cho thấy phần lớn tầng cây trụi bị ảnh hưởng, một số bị rụng lá và chết khô. Số cây chết phân bố không nhiều và không đều đã ảnh hưởng đến trạng thái sinh cảnh rừng và nhất là nguồn giống cây con tái sinh [15].

CDHH thông qua việc hủy hoại toàn bộ thảm thực vật đã làm nhiều tính chất đất thay đổi nhanh chóng, đất bề mặt bị xói mòn rửa trôi, phơi nắng, mưa, cấu trúc đất bị phá hủy theo chiều hướng suy thoái. Kể từ khi Mỹ ngừng rải chất độc da cam đến nay, đã 30 năm trôi qua, nhưng:

- + Trong đất vùng rừng núi 2,3,7,8-TCDD vẫn tồn tại ở mức tương đương với đất tại các nước công nghiệp phát triển, đặc biệt ở một số nơi ở mức rất cao {6}, còn tại vùng đồng bằng mức hàm lượng 2,3,7,8-TCDD thấp hơn nhiều do đất thường

xuyên bị cày xới và tiếp xúc nhiều với ánh sáng mặt trời. Tình trạng này kéo dài trong nhiều thập kỷ.

- + Trên đất rừng, điều kiện để 2,3,7,8-TCDD tiếp xúc với ánh sáng không nhiều nên nó tồn lưu lâu trong đất (Bảng 4).

Bảng 4. Hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất, bùn ở các địa phương khác nhau

TT	Địa phương	Các mẫu đất, các mẫu sinh phẩm khác (pg/g)
1	Hà Nội	2 mẫu bùn sông Hồng: không phát hiện được
2	Pleicu-Gia Lai	Đất Pleicu: 3,5 Chur Jok: 9,2
3	Tây Ninh	Đất: 14,0
4	Sông Bé (Bình Dương)	Đất: 6,0
5	TP. HCM H. Duyên Hải Tam Hiệp Rừng Sát	Đất rạch Thị Nghè: không Bùn sông: 190 Mẫu đất: 5,4 32,5-47,0 Đất: 6,0 22,7
6	A Lưới (TT Huế)	Đất: 17,3 115,2
7	Bệnh viện 103 Hà Nội	ND
8	BV. Thừa Thiên – Huế	8,6; 17,3; 62,7
9	A Lưới	115,2; ND
10	Sông Bé	6,0
11	Biên Hòa	22,7

Nguồn: Hoàng Trọng Quỳnh, 2002.

Có thể nêu những ảnh hưởng chính của CĐHH đối với tài nguyên rừng và đất rừng ở Việt Nam như sau:

- Khi mất rừng về mùa mưa đất bị xói mòn, trôi xuống sông, rạch làm cạn lòng kênh rạch, làm biến đổi đặc tính của thủy vực.

- Do lượng chất diệt cỏ rải với quy mô lớn, lặp lại nhiều lần và nhiều năm, nên đã làm cho nguồn hạt giống của nhiều loại cây ở trong đất trở nên khan hiếm hoặc tiệt chủng, điều đó làm ảnh hưởng trực tiếp đến quá trình diễn thế, phục hồi rừng, ảnh hưởng tới vai trò phòng hộ đầu nguồn của rừng ở các lưu vực sông chính.
- Các CDHH đã làm cho gen của một số loài bị biến đổi, dẫn đến làm xuất hiện những loài thực vật lạ. ở một số khu vực bị rải CDHH đã xuất hiện một loại cỏ mới, người dân đặt tên là "cỏ Mỹ".
- Đất rừng bị rải CDHH bị hoang hoá, hàm lượng các ion Fe^{2+} và Fe^{3+} , Al^{3+} , SO_4^{2-} , Cl^- đều cao hơn đất rừng nguyên sinh nhiều lần. Lượng Mg^{2+} ở trong đất rừng tái sinh cao hơn đất rừng nguyên sinh. Hàm lượng Fe^{3+} và Al^{3+} ở trong đất thoái hóa tăng dần [8, 9].
- Chất độc HH thông qua việc hủy diệt toàn bộ thảm thực vật đã làm cho chất hữu cơ N, P tổng số, Ca, Mg trao đổi giảm xuống, giảm nghiêm trọng độ phì nhiêu đất ở các địa hình đồi núi không bằng phẳng, ở vùng đồi núi, trong khi đó, hàm lượng Fe^{3+} , Al^{3+} , Mn^{2+} linh động tăng, làm độ chua tiềm tàng của đất tăng lên gây ảnh hưởng xấu đến tính chất của dung dịch đất cũng như cấu trúc đất và hoạt động của vi sinh vật đất [1].
- Do thảm thực vật bị CDHH phá hủy, xói mòn bề mặt tăng, các quá trình rửa trôi xảy ra mạnh, làm mất đất, nghèo kiệt các chất dinh dưỡng, gây thoái hóa đất.
- Tại rừng núi 2,3,7,8-TCDD trong đất thường cao và tồn lưu rất lâu có thể hàng thế kỷ, hàm lượng trung bình 5 ppt. Tại đồng bằng, đất được cày xới, phơi nắng nên hàm lượng 2,3,7,8-TCDD thấp hơn nhiều [6].
- Tại một số nơi đã bị máy bay rải lại bị phun thêm chất độc da cam tại chỗ nên hàm lượng 2,3,7,8-TCDD cao, có điểm cao tới 897,5 ppt. Nhưng một số nơi lại rất ít, chứng tỏ sự tồn lưu theo kiểu da báo [6].
- Mưa làm di chuyển và phát tán 2,3,7,8-TCDD đi nhiều nơi. Những chiếc ao, sau 6-9 năm đã tích tụ một hàm lượng trung bình 5,43 ppt 2,3,7,8-TCDD trong bùn đáy ao. Động vật có bị nhiễm, nhưng hàm lượng 2,3,7,8-TCDD giảm dần theo thời gian.

Hoàng Trọng Quỳnh (2002) tiến hành lấy mẫu đất 2 lần cách nhau 9 năm, nhưng 2,7,3,8-TCDD trong đất hầu như không thay đổi. Địa hình rừng núi với cây bụi phủ tới quanh năm đã khiến nó tồn tại nhiều năm vì 2,7,3,8-TCDD bền vững ở nơi thiếu ánh sáng (Bảng 5).

Cho đến nay, đã hơn 30 năm sau khi bị rải chất diệt cỏ, tại những khu rừng bị rải nhiều lần như khu vực A lưới, Sa Thày, Mã Đà, khu hệ thực vật giới và tiếp theo là động vật

giới đang được phục hồi nhưng rất chậm chạp và chuyển hướng theo một HST nghèo nàn. HST rừng ẩm nhiệt đới trước kia rất khó có điều kiện phục hồi một cách tự nhiên.

Phân bố Dioxin không đồng đều trên toàn lãnh thổ Việt Nam, vẫn còn nhiều điểm nóng mà nồng độ Dioxin trong đất còn cao như các sân bay quân sự cũ và vùng lân cận, các vùng chiến thuật của quân đội Mỹ và chính quyền Sài Gòn trong chiến tranh. Theo thời gian, các điều kiện khí hậu nhiệt đới đã có những tác động phá hủy các chất HH như Dioxin, nhưng môi trường đất Việt Nam vẫn bị ô nhiễm do Dioxin. Sự ô nhiễm này vẫn tiếp tục xâm nhập vào cơ thể các người bị phơi nhiễm và thành một trong nhiều nguyên nhân gây bệnh và các tai biến sinh sản cho một bộ phận nhân dân bị phơi nhiễm và hậu duệ của họ. Nó còn tác động trong thời gian vài thập kỷ tới của thế kỷ XXI.

Bảng 5. So sánh hàm lượng 2,7,3,8- TCDD trong đất tại rừng núi và đồng bằng

Đơn vị: ppt

Địa điểm Mẫu đất	Tây Ninh (1)	Phù Lộc (TTH) (2)	Bình Dương (3)	Cộng Cộng	Đồng Tháp (4)	Vĩnh Long (5)	Sóc Trăng (6)	Bạc Liêu (7)	Cà Mau (8)	Cộng
Số mẫu được phân tích	54	6	11	71	4	3	3	3	4	16
Số mẫu có 2,7,3,8- TCDD	14	4	1	19	0	0	0	0	0	0

1,2,3 = đất rừng núi

4,5,6,7,8 = đất đồng bằng

CĐHH có thể gây ra:

- Độ phì nhiêu đất bị ảnh hưởng theo chiều hướng thoái hóa.
- Trong điều kiện nhiệt đới ở đất xảy ra những biến đổi có hại, xuất hiện nhiều độc tố.
- Gây xói mòn làm mất đất.

Phan Nguyên Hồng (1983) khẳng định, nhiều loài cây ngập mặn nhạy cảm với chất độc hóa học có thể do cấu trúc và chức năng sinh lý của chúng chỉ phù hợp với môi trường kiềm mặn chứ không chịu được các loại ester và muối axit của chất độc hóa học. Sau khi bị rải chất độc hóa học, nhiều cây ngập mặn bị chết, đất bị thoái hóa dần, biến đổi từ phèn tiềm tàng sang đất phèn hoạt tính vừa chua vừa mặn. Ở các rừng Mắm *Avicennia alba* và rừng Đước *Rhizophora apiculata* tái sinh trên đất bị rải

CĐHH có lượng mùn, nitơ tổng số, các cation Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} cao hơn rừng nguyên sinh, nhưng lượng P_2O_5 , K_2O và cation Ca^{2+} đều thấp hơn rừng nguyên sinh vì đất các rừng tái sinh có nhiều xác cây và có một thời gian bị phơi trồng trước khi cây mọc lại.

Nguyễn Hưng Phúc (2000) cho biết, các chất diệt cỏ và các chất phân hủy của chúng tồn lưu lâu dài trong đất. Trong một số mẫu đất lấy năm 1976 ở Đồng Nai và Bến Tre, hàm lượng asen trong chất Xanh cao hơn nhiều so với đất bình thường. Trong các mẫu đất lấy năm 1976 và 1981 vẫn phát hiện thấy các clorophenol là các chất phân hủy của các chất da cam. Các clorophenol phân hủy từ phenoxy axit cũng như asen trong chất Xanh có hoạt tính sinh học cao, nên không những chỉ diệt cây cối mà còn tồn lưu lâu dài trong đất, làm giảm độ phì nhiêu đất trong một thời gian dài.

Nguyễn Tiến Dũng (2005) đã lấy mẫu đất ở Đồng Xoài – đại diện cho khu vực rừng chưa bị làm trụi lá và khu vực bị ảnh hưởng CĐHH, hơn 300 mẫu đất được lấy ở thượng du trong những vùng bị rải CĐHH và không bị rải, 150 mẫu đất ở vùng đất ngập mặn cũng ở 2 nơi có rải và không có rải và đã đi đến kết luận sau:

- Các rừng kín có xu hướng phì nhiêu hơn và có khả năng lớn hơn về tích lũy các yếu tố độ phì hơn là đất ở các rừng mở.
- Trong một số so sánh giữa đất khu rừng bị rụng lá sau 7 năm và không bị rụng lá thấy, trên lớp đất bề mặt có những thay đổi đáng kể về những yếu tố độ phì N và P. Trong trường hợp được nghiên cứu (trụi lá) này, hàm lượng P giảm đi gần 1/2 lần. Hàm lượng N giảm đi 10% ở vùng rụng lá, đất chua hơn, pH giảm từ 7,0 xuống 6,0. Vùng rụng lá hàm lượng cacbon giảm, nhưng sự khác biệt không có ý nghĩa. Không có những khác biệt đáng kể giữa vùng rụng lá và vùng không rụng lá về dung tích hấp thu (CEC) hay về Ca, Mg, K trao đổi. Tuy nhiên Na trao đổi ở vùng rụng lá cao hơn một cách đáng kể so với vùng không rụng lá. CĐHH đã rải xuống gần 17% diện tích rừng và đất nông nghiệp toàn miền Nam từ một cho đến nhiều lần, để lại hậu quả nặng nề và lâu dài đối với thiên nhiên, hủy hoại môi trường và các HST.

Phân tích các mẫu đất ở A So (nay là Đông Sơn), huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên – Huế cho các kết quả sau:

Năm 1990:	115,2 pg
Năm 1996:	112,0 pg
Năm 1997:	trên đất sân bay A So cũ: 597,3 pg trên đất đường băng sân bay: 89,3 pg.

Như vậy:

- Lượng Dioxin nguyên thủy rải xuống A Lưới là lớn, theo tài liệu của Mỹ vào khoảng 434.812 gallon, với một lượng Dioxin khoảng 11 kg trong thời gian từ

1965-1970.

- Với thời gian bán hủy dài, sự tồn lưu của Dioxin trong đất ở các địa phương phía Nam vĩ tuyến 17 còn kéo dài thì tình hình bệnh tật, dị tật bẩm sinh của các thế hệ con (F1) và cháu (F2) ở các nạn nhân bị nhiễm chất da cam có thể còn kéo dài đến những năm 40 hay 50 của thế kỷ XXI.
- Nghiên cứu đánh giá độ tồn lưu Dioxin trong môi trường đất, trong sinh phẩm, trong đó tập trung một số vùng trọng điểm như A Lưới, Thừa Thiên – Huế, Biên Hòa, Đà Nẵng của nhiều tác giả đã có nhận xét:

Năm 1963, quân đội Mỹ bắt đầu sử dụng chất diệt cỏ ở Việt Nam để làm rụng lá các cây cối và phá hủy mùa màng (IOM, 2001). Việc rải chất da cam lúc đầu bằng máy bay vận tải C-123 và các phương tiện mặt đất như xe vận tải, xe có máy phun đặt phía sau và tàu thủy đường sông. Trên 72 triệu lít chất diệt cỏ đã được rải khắp miền Nam Việt Nam (Westing, 1984; IOM, 1974) và đã kết thúc năm 1971.

Theo thống kê, 61% chất diệt cỏ sử dụng ở Việt Nam là chất da cam, một hỗn hợp 50/50 các axit 2,4-diclorophenoxyaxetic (2,4-D) và 2,4,5-tricloro phenoxyaxetic (2,4,5-T). Trong cấu phần chất 2,4,5-T chất da cam có chứa một hóa chất, lúc đầu không biết tên, là 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-P-dioxin (TCDD).

Thung lũng A Lưới được xem là lý tưởng để so sánh sự tồn lưu của chất da cam trong đất ở các khu vực có rải bằng đường không và các khu vực kho bãi, phân phối chất diệt cỏ.

Hoàng Văn Huây và Nguyễn Xuân Cự (1983) cho biết, CĐHH thông qua việc hủy diệt toàn bộ thảm thực vật đã làm cho chất hữu cơ tổng số trong đất phân bố ở địa hình không bằng phẳng, nhất là ở vùng đồi núi giảm đi rất nghiêm trọng, ở đất thung lũng thì xu thế ngược lại. Do thảm thực vật bị phá hủy, xói mòn bề mặt tăng, các quá trình rửa trôi xảy ra mạnh làm cho hàm lượng chất hữu cơ, nitơ, photpho tổng số, canxi và magiê trao đổi giảm và ngược lại, hàm lượng các chất độc như Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{2+} linh động tăng lên đáng kể.

Kết quả phân tích các mẫu đất tại các xã huyện A Lưới của Nguyễn Xuân Quỳnh được dẫn ra ở Bảng 6.

*Bảng 6. Phân bố 2,3,7,8-TCDD trong đất tại các xã huyện A Lưới 1996-1999
(Phân tích tại Axys, Canada)*

Tên xã	Hàm lượng và số mẫu phân tích (n)
Căn cứ quân sự A So (Đông Sơn)	Hàm lượng 2,3,7,8- TCDD-(ppt)
Căn cứ quân sự Tà Bạt (Hồng Thượng)	TB 147,35 (hàng 4,20-897,85) (n=6)
Căn cứ quân sự A Lưới (A Ngo)	TB 11,88 (hàng 4,3-35) (n=10)
A Đot	TB 11,07 (hàng 2,1-19) (n=11)
Hương Lâm	TB 0,73 (hàng 0,4-1,0) (n=3)
Phú Vinh	TB 0,2 (hàng ND=0,4) (n=2)
Sơn Thuỷ	TB 3,05 (hàng 3,0-3,1) (n= 2)
Hồng Vân	TB 3,7 (hàng 3,1-4,6) (n=3)
Hồng Quảng	TB 0,35 (hàng 0,3-0,4) (n=2)
Hồng Kim	7,9 (n=1)
	3,7 (n=1)

Nguồn: Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005.

Những căn cứ quân sự cũ có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD cao trong đất. Trong chiến tranh, lượng da cam rải bằng máy bay còn thêm lượng da cam được phun bằng bình phun chở trên xe cơ giới, trực thăng nhằm phát quang xung quanh căn cứ. Số liệu phân tích của một số tác giả được thể hiện ở Bảng 7.

Bảng 7. So sánh hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất tại cùng địa điểm khác thời gian

2,3,7,8-TCDD (ppt) Điểm lấy mẫu	Quỳnh-Matsuda lấy mẫu PTN Ehime-Nhật Bản phân tích năm 1990	Quỳnh-Dũng-Boivin lấy mẫu PTN Axys-Canada phân tích, năm 1999
Tà Bạt, huyện A Lưới Thừa Thiên – Huế	TB 12,75 hàng (8,5-17) (n = 2)	TB 11,88 (hàng 4,3-35) (n = 10)

$t = 0,15$ (khác biệt không có ý nghĩa).

Trong các năm đầu sau chiến tranh, trên các vùng rừng bị phá hủy do CĐHH, cỏ tranh và các cây hoang dại chiếm lĩnh rất nhanh hiện trường; rừng tái sinh rất nghèo nàn, gồm các loài cây ít có giá trị kinh tế, ở nhiều nơi khác, do tác động của các hiện tượng khí hậu khắc nghiệt, đất bị khô cằn, xói mòn và đá ong hóa. Một nghiên cứu khác của Hoàng Đình Cầu (2002) cho thấy, các mẫu đất có sử dụng ống thép không rỉ, được lấy ở khắp nơi trong thung lũng. Mẫu lõi là phần đất ở tầng sâu từ 0-10 cm. Tại bất cứ địa

điểm nào cũng lấy 10 mẫu phụ như vậy, mẫu lấy hỗn hợp, trộn kỹ và tiến hành phân tích. Các mẫu đất trong thung lũng được lấy theo tuyến chính kéo dài từ xã A Dôt ở phía Nam qua xã Hồng Vân ở phía Bắc. Tổng cộng có 9 mẫu. Đồng thời các mẫu gạo, sắn và dầu thực vật cũng được lấy trong thung lũng. Kết quả cho thấy, mức TCDD trong các mẫu đất của 3 căn cứ lực lượng đặc biệt trước kia cao hơn so với các mẫu đất trong các khu vực Thung lũng A Lưới là những nơi bị rải chất da cam. Các mẫu đất ở A So có hàm lượng TCDD cao nhất: 897,85 pg/g (tổng I-TEQ, 901,22 pg/g). Các mẫu đất ở các căn cứ tại A So được lấy theo mạng ô vuông để xác định nồng độ TCDD cho thấy, mức độ nhiễm bẩn lớn nhất là các nơi nằm ở phía Bắc của căn cứ trước đây đạt tới nồng độ 220 pg/g; 360 pg/g và 260 pg/g. Các căn cứ A Lưới và Tà Bạt mặc dù hoạt động ngắn chưa đến 1 năm, trong khi căn cứ A So hoạt động 3 năm, nhưng nếu so với căn cứ A So (nơi lưu giữ) thì có mức ô nhiễm TCDD cao hơn. Hàm lượng TCDD trong đất tại căn cứ A Lưới nằm trong khoảng từ 5 pg/g, ở căn cứ Tà Bạt từ 4,3 pg/g đến 35 pg/g. Lượng tổng I-TEQ trong các mẫu đất đặc biệt là những mẫu lấy từ các căn cứ của Mỹ đã cho thấy, TCDD đóng góp phần lớn trong giá trị I-TEQ tính toán được (TCDD góp khoảng 83% - > 99% giá trị tổng I-TEQ). Mức cao nhất TCDD ở những nơi dọc theo đáy thung lũng bị rải chất da cam bởi máy bay C-123 là 15 pg/g (tính theo tổng I-TEQ là 17 pg/g). Những giá trị khác ở dọc đáy thung lũng nằm trong khoảng từ không phát hiện được (ND) đến 7,9 pg/g.

TCDD ở các mức 1,8 pg/g, 5,4 pg/g và 6,9 pg/g đã phát hiện thấy ở các lớp trầm tích đáy các ao đào để thả cá ở những nơi có các căn cứ cũ A So của Mỹ. Tỷ lệ TCDD đóng góp vào nồng độ tổng I-TEQ của các mẫu trầm tích nằm trong khoảng từ 88% đến 92,4%, mức chỉ rõ hậu quả ô nhiễm của chất da cam đến các ao hồ này. Không phát hiện thấy TCDD trong các mẫu gạo, sắn, dầu thực vật lấy ở thung lũng (UBQG - 10-80,1983).

2. Diễn biến của đất ngập nước bị rải CĐHH

Việc mất rừng ngập mặn gây những biến động lớn ở đới bờ biển, xói lở ở biển Đông, bồi đắp ở phía Tây ĐBSCL.

Đất RNM có những tính chất khác với đất rừng nội địa. Khi đất còn ướt có độ pH trung tính hoặc hơi kiềm, nhưng khi khô độ pH lại thấp hoặc rất thấp. Đất có nhiều chất hữu cơ và lượng nitơ thấp hơn đất rừng nội địa nên tỷ lệ C/N cao. Lượng cation trao đổi cũng cao hơn nhờ tiếp xúc với nước biển và có nhiều vỏ ốc, sò, cua, tôm... lượng P_2O_5 và K_2O cũng tương đối cao. Đất này nếu bị mất rừng, bị phơi ra nắng, thiếu nước thì pyrit (FeS hoặc FeS_2) sẽ bị ôxy hóa và dần dần chuyển từ đất phèn tiềm tàng sang đất phèn hoạt tính, đất chua và mặn khó sử dụng. Ở Cà Mau, sau khi các giải rừng bị phá hủy, đất trở nên hoang hóa, ở những nơi còn ngập nước triều định kỳ thì rừng tái sinh, những nơi không ngập thì đất chuyển sang dạng axit sunfuric nhanh vì chứa nhiều hữu cơ do lá, cành rụng xuống quá nhiều. Một diện tích đáng kể đất bị rải

CĐHH được sử dụng để trồng cây nông nghiệp hoặc nuôi trồng thủy sản, nhưng không đạt kết quả vì sau khi đắp bờ, ngăn nước mặn không đủ nước ngọt để rửa chua mặn nên chỉ sử dụng được một thời gian ngắn vào mùa mưa. Phần lớn thời gian trong năm còn lại đất bị bỏ hoang dưới tác động của nhiệt độ cao, ánh sáng mạnh, đất tiếp tục bị thoái hóa, sản lượng mùa sau kém hơn mùa trước, và chỉ sau 2-3 vụ thì năng suất tụt hẳn, phải bỏ hoang hóa. Nguyễn Tiến Dũng (2005) đã lấy các mẫu đất ở rừng nguyên sinh, rừng tái sinh tự nhiên, rừng trồng, đất hoang hóa, đất trồng lúa, trồng lạc ở những chỗ bị rải CĐHH và đi đến kết luận sau:

- + Đất ngập nước hoang hóa do rừng bị hủy diệt bởi CĐHH có lượng H^+ , Fe^{3+} , Al^{3+} , SO_4^{2-} cao do quá trình phèn hóa, đất bị bỏ hoang không sử dụng được.
- + Lượng Mg ở các đất rừng ngập mặn tái sinh cao hơn rừng nguyên sinh, lượng Al^{3+} trong đất rừng trồng, rừng tái sinh tự nhiên hàm lượng Fe^{3+} và Al^{3+} cao hơn so với rừng nguyên sinh. Như vậy, lượng Fe và Al trong đất thoái hóa sẽ giảm dần khi đất còn ngập triều định kỳ và có rừng che phủ. Trên đất trồng lúa, lạc, pH thường thấp, lượng SO_4^{2-} , H^+ , Al^{3+} , Na^+ đều cao hơn đất rừng tái sinh tự nhiên và rừng trồng nhân tạo, dẫn đến năng suất thấp. Ngày nay, phần lớn diện tích RNM bị rải CĐHH đã tái sinh, nhưng sinh khối rừng tái sinh tự nhiên và rừng trồng trên đất bị rải CĐHH giảm nhiều so với rừng nguyên sinh. Đặc biệt, độ pH của đất rừng bị rải chất diệt cỏ thấp, khoảng 4-5, đó là do:
 - Thứ nhất, khi cây ngập mặn bị rụng lá và bị chết, bề mặt đất trơ trọi, không có rừng che phủ. Dưới ảnh hưởng của nắng nóng, ẩm ướt và oxy trong không khí, các pyrit có trong đất chuyển thành axit sunfuric. Khi pH của đất giảm mạnh là nguyên nhân để các nguyên tố kiềm và kiềm thổ bị tổng ra khỏi keo đất, hòa tan vào dung dịch đất và rửa trôi.
 - Thứ hai, khi lá cây rụng nhiều và cây cối chết đã hình thành nên các lớp thảm mục thối rữa, dẫn tới việc hình thành axit hữu cơ, H_2S ... Khi đó pH của đất giảm, làm cho đất càng bị chua thêm. Hiện tượng đó đã góp phần làm cho đất mất dần chất dinh dưỡng, làm ảnh hưởng tới quá trình tái tạo rừng tự nhiên.
- + Những vùng đất ngập nước cũng chịu chung số phận tương tự trên; pH của đất giảm mạnh, đất trở nên chua có pH 4-5. Với độ chua này nhiều loại tôm cá và thực vật không thể sống nổi.
- + Theo Phan Nguyên Hồng (1983) [8], thì sau khi bị rải chất ĐHH, rừng bị chết và đất có những biến đổi: ở các rừng mắm *Avicennia alba* và rừng đước *Rhizophora apiculata* tái sinh trên đất bị rải CĐHH thì có lượng mùn, Nts Pts Kts, Ca đều thấp hơn rừng nguyên vị. ảnh hưởng của CĐHH do Mỹ sử dụng trong chiến tranh đến môi trường đất đã có nhiều nghiên cứu ở trong và ngoài nước. Những mẫu đất được

phân tích sớm nhất vào năm 1981 của K. Olie (Hà Lan) đã cho thấy, đất rừng Sát của Tp. HCM có chứa từ 1-31 ppt Dioxin ở độ sâu 150 cm. Sau đó, từ 1984-1990 các nhà khoa học Nhật Bản M. Matsuda và cộng sự trường Đại học Ehime và A. Schechter, H.Y. Tong của Mỹ cộng tác với các nhà khoa học của Ủy ban 10-80 đã lấy và phân tích 121 mẫu đất và bùn sông của 9 địa phương và 3 con sông khác nhau ở miền Nam Việt Nam, có 25 mẫu đất đến năm 1990 vẫn còn phát hiện Dioxin với hàm lượng 30-40 ppt, cao nhất là 59 ppt, cá biệt có mẫu bùn lắng rạch Thị Nghè cao tới 120 ppt [16].

3. Đất nông nghiệp

3.1. Sự tồn lưu Dioxin trong đất

Kết quả phân tích mẫu đất lấy tháng 5/2003 ở khu Bà Cai, Mã Đà cho thấy vẫn còn tồn tại Dioxin với hàm lượng 6,04 ppt và giá trị TEQs là 35,162 ppt. Lượng Dioxin quy đổi từ các đồng phân (TEQs) ở tất cả các mẫu phân tích nằm trong khoảng từ 0,2-1,6 ppt.

Hàm lượng Dioxin tác động mạnh đến môi trường đất, đặc biệt là khu vực sân bay Biên Hòa – Đồng Nai và vùng A Lưới thuộc tỉnh Thừa Thiên – Huế. Kết quả nghiên cứu của Lê Cao Đài và các cộng sự cho thấy, đất feralit biến đổi thành phần khi bị tác động của Dioxin, cụ thể hàm lượng mùn, nitơ và photpho tổng số giảm nhiều, đất bị nghèo kiệt kali và photpho dễ tiêu. Đồng thời độ no bazơ giảm mạnh, hàm lượng Ca^{2+} và Mg^{2+} thấp và hàm lượng các ion có tính axit và độc như H^+ và Al^{3+} lại tăng cao, làm cho môi trường đất trở nên chua và nghèo các chất dinh dưỡng, dẫn đến sự thoái hóa nhanh các loại đất khi bị phun rải. Kết quả phân tích Dioxin trong mẫu đất và trầm tích ở một số vùng đặc trưng của Việt Nam được trình bày ở Bảng 8.

Bảng 8. Hàm lượng Dioxin trong đất và trong bùn đáy ở Việt Nam

Năm phân tích	Tỉnh	Địa điểm	Đối tượng	Hàm lượng Dioxin (Pg/g)
1987	Tp. HCM	Rạch thị duyên hải	- đất	190
			- đất	3,8
		Rừng Sát	-đất	57
			- đất	5,4
			- đất	32,5
			- đất	47,2
1994	Sông Bé		- đất	6,0
			- bùn sông	28,7

1994	Đồng Nai	Sân bay Biên Hòa	- đất	6,0
		Nam sân bay	- đất	250
		Sân bay	- đất	7,86
1997	Đồng Nai	Phía Bắc sông Mã Đà	- đất	1,82
		Ao cá gần sông Bà Hào	- bùn đáy	7,8
		Sông Bà Hào	- bùn sông	0,88
1987	Đà Lạt		- đất	2,28
1989	Gia Lai	Plâyku	- đất	14,7
		Chu Yok	- đất	3,6
	Thừa Thiên Huế	Phú Lộc	- đất	9,2
		Bạch Mã	- đất	8,6
			- đất	17,3
1987		A Lưới	- đất	62,7
1990		A Lưới	- đất	17,3
1992		A Lưới	- đất	115,2

Nguồn: Lương Văn Thanh, 2004.

Số liệu của Bảng 9 cho thấy, hàm lượng Dioxin trong đất cao nhất chỉ tồn tại ở khu vực sân bay Biên Hòa, nơi này trước đây đã được quân đội Mỹ sử dụng làm kho chứa chất độc hóa học và cũng là bãi rửa máy bay sau mỗi phi vụ phun rải CĐHH, do vậy lượng Dioxin tích tụ trong các tầng đất thường rất cao, gây độc cho môi trường xung quanh.

3.2. Hàm lượng Dioxin theo độ sâu tầng đất

Từ năm 1995 đến năm 2000, một số cơ quan Việt Nam như: Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga, Ủy ban 10-80, phòng thí nghiệm HV1-ĐHQG Hà Nội, với sự hợp tác của Công ty Tư vấn Hatfield, Canada và Viện Hàn lâm Khoa học Nga đã phân tích 255 mẫu đất ở các tỉnh Đồng Nai, Bình Dương, Tây Ninh, Thừa Thiên – Huế... Số liệu phân tích cho thấy, đã phát hiện Dioxin với nồng độ trung bình là 17,16 ppt ở độ sâu tầng đất từ 10-30 cm, còn trong bùn lắng ở các sông Đồng Nai (khu vực Biên Hòa), sông Cái (Nha Trang), vịnh Nha Trang, hồ Biên Hùng (Biên Hòa), hồ Gò Vấp (Tp. HCM) có hàm lượng Dioxin trung bình là 10 ppt. Ở các điểm nóng xung quanh sân bay Biên Hòa, Trung tâm Nghiên cứu Việt – Nga năm 1998 đã lấy và phân tích 13 mẫu đất và phát hiện thấy hàm lượng Dioxin trung bình là 62,4 ppt. Một nghiên cứu khác đã tiến hành phân tích các mẫu đất với độ sâu khác nhau được dẫn ra ở Bảng 9.

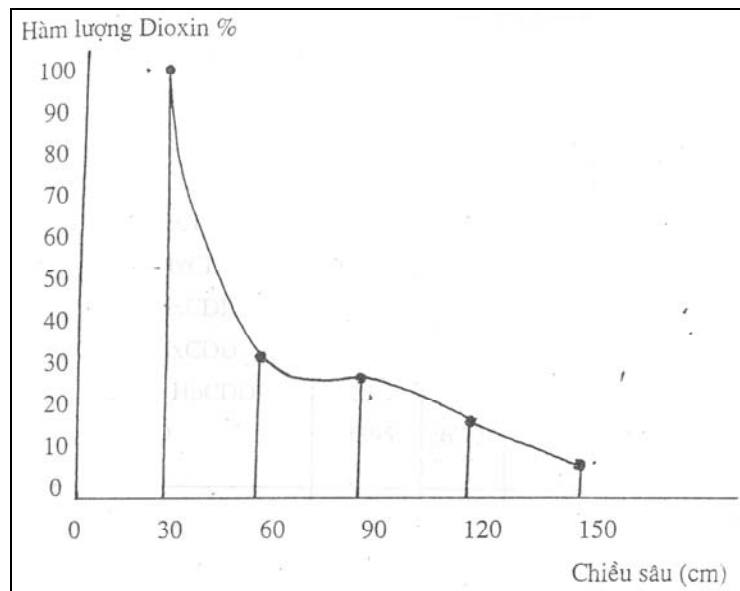
Bảng 9 : Kết quả phân tích các mẫu đất ở độ sâu khác nhau tại Bình Mỹ, Chánh Mỹ (Tân Uyên) và Tân Bình (Tân Biên) 1998, ppt

TT	Ký hiệu mẫu	Nồng độ 2,4,5,7,8-TCDD	Nồng độ 2,3,7,8-TCDF	Nồng độ OCDD
1	Bình Mỹ:			
	- Mẫu 1	0 - 9,3	0,5 - 4,1	1.181 – 2.672
	- Mẫu 2	18,6 - 18,7	1,9 - 4,2	1.769 – 2.654
	- Mẫu 3	10,4 - 145,3	0 - 24,4	83,7 – 8.515
2	Tân Bình:			
	- Mẫu 4	6,2 - 10,5	3,4 - 9,9	11,7 - 57,1
	- Mẫu 5	13,3 - 42,2	0,8 - 5,5	48,6 - 714,4
	- Mẫu 6	18,9	6,8	824,5
	Mỹ Chánh:			
	- Mẫu 7	5,1 - 14,5	0,8 - 9,8	20,4 - 137,5

Nguồn: Nguyễn Tiến Dũng, 2005.

Chu chuyển của Dioxin trên mặt đất, theo dòng nước, theo không khí là điều đang có nhiều ý kiến khác nhau. Nhiều nhà khoa học trên thế giới cho rằng Dioxin chỉ thấm sâu xuống đất đến 30 cm và nồng độ của chúng thường tập trung ở độ sâu 5-10 cm và do đó các mẫu đất được lấy để phân tích thường ở các lớp đất từ 0 đến 30 cm. Tuy vậy, thành phần của đất, đặc biệt là thành phần hữu cơ trong đất như axit Humic giữ vai trò quan trọng trong việc thấm sâu của Dioxin vào đất. Độ lan truyền của Dioxin giảm khi tăng hàm lượng chất hữu cơ trong đất, tốc độ di chuyển của Dioxin sâu xuống đất trung bình gần 1 cm/năm (10 cm/12 năm) [5].

Kết quả khảo sát của Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga ở 8 địa điểm của những vùng đã bị nhiễm độc trong chiến tranh ở các tỉnh Đồng Nai, Đà Nẵng, Bình Dương, Tây Ninh cho thấy Dioxin tùy tính chất của đất có thể di chuyển theo độ sâu đến 2,5 m. Khảo sát một khu đất đã bị nhiễm độc (đất có độ pH thấp từ 2,5 đến 5,0), thảm thực vật không phát triển, hàm lượng mùn rất thấp dưới 1% và giảm dần theo chiều sâu, đất cát pha có hàm lượng sét thấp từ 7-15% đến độ sâu 1,5 m chưa thấy lớp đất sét cho thấy nồng độ Dioxin giảm dần theo độ sâu (từ 100% trên mặt đất đến 2,4% ở độ sâu 1,5 m), điều này được thể hiện trên Hình 1.



Hình 1. Đồ thị lan truyền Dioxin trong đất theo chiều sâu (%)

Một khảo sát tại xã Bình Mỹ, huyện Tân Uyên, tỉnh Bình Dương ngày 14/3/1998 của Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga cho thấy với độ sâu 30, 60, 90, 120, 150 cm có các kết quả không theo quy luật nhưng đến độ sâu 150 cm còn phát hiện thấy đồng phân 2,3,7,8-TCDD với hàm lượng 8,4 ppt (Bảng 10).

Bảng 10. Kết quả phân tích hàm lượng PCDD/PCDF (pg/g = ppt) trong đất xã Bình Mỹ, tỉnh Bình Dương

Tên đồng phân	Điểm lấy mẫu (chiều sâu, cm)				
	1 (30)	1 (60)	1 (90)	1 (120)	1 (150)
2,3,7,8-TCDD	< 0,5	< 1	9,3	< 0,5	8,4
1,2,3,7,8-PeCDD	< 0,5	1,8	0,7	< 0,5	0,5
1,4,2,3,7,8-HxCDD	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,6,2,3,7,8-HxCDD	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,9,2,3,7,8-HxCDD	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,4,6,2,3,7,8-HpCDD	23,2	15,8	5,3	< 2	< 1
OCDD	1395	26,72	1666	1181	1377
2,3,7,8 - TCDF	2,2	2,5	4,1	3,9	0,5
1, 2,3,7,8 - PeCDF	< 0,5	0,4	0,5	< 0,5	< 0,5
4, 2,3,7,8 - PeCDF	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1	< 0,5
1,4, 2,3,7,8 - HxCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,6, 2,3,7,8 - HxCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,9, 2,3,7,8 - HxCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
4,6, 2,3,7,8 - HxCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
1,4,6, 2,3,7,8 - HpCDF	3,9	< 2	< 2	< 2	< 1
1,4,9, 2,3,7,8 - HpCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
OCDF	< 1	< 2	< 2	< 2	< 1
Tổng hàm lượng độc tính	1,886	4,000	11,804	2,071	10,077

Nguồn: Nguyễn Tiến Dũng, 2005.

Một khảo sát khác của Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga tại xã Tân Bình, huyện Tân Biên, tỉnh Tây Ninh ngày 16/3/1998 cũng cho kết quả không theo quy luật nhưng đến độ sâu 2,5 m đã phát hiện thấy hàm lượng TEQ đến 30,86 ppt, hàm lượng đồng phân 2,3,7,8-TCDD là 29,4 trong khi đó ở lớp đất gần bề mặt khoảng 30 cm chỉ phát hiện TEQ ở mức 9,35 ppt (Bảng 11).

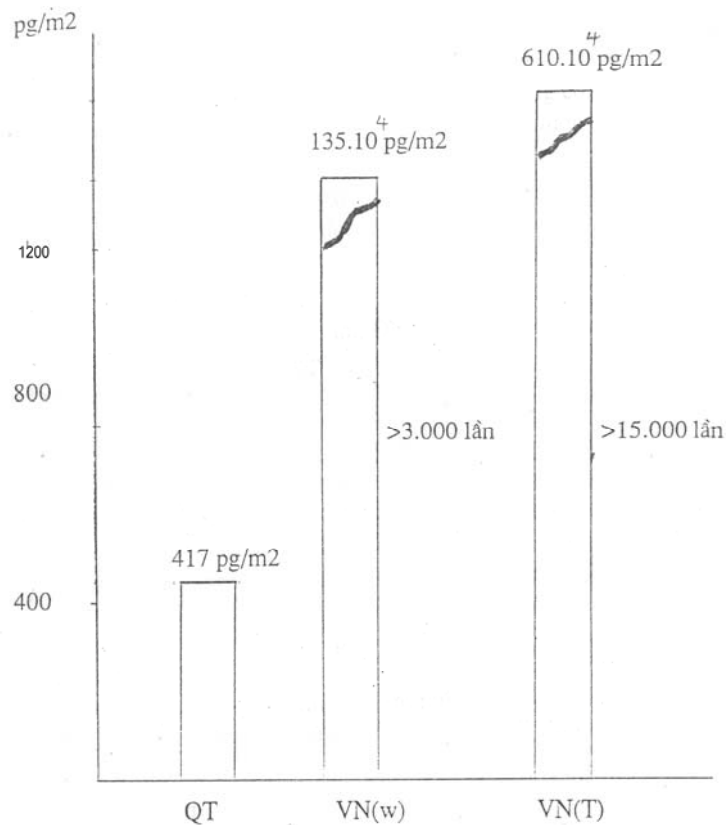
Bảng 11. Kết quả phân tích hàm lượng PCDD/PCDF (pg/g = ppt) trong đất xã Tân Bình, Tân Biên, Tây Ninh (ngày 16/3/1998)

Tên đồng phân	Điểm lấy mẫu (chiều sâu, cm)						
	4 (30)	4 (60)	4 (90)	4 (120)	4(150)	4(200)	4(250)
2,3,7,8-TCDD	7,6	8,9	10,5	8,4	7,1	6,5	29,4
1,2,3,7,8-PeCDD	< 0,7	< 0,4	< 1	2,6	< 1	< 1	< 0,5
1,4,2,3,7,8-HxCDD	< 1	< 2	< 1	< 2	6	< 2	< 1
1,6,2,3,7,8-HxCDD	< 1	2,2	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1
1,9,2,3,7,8-HxCDD	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1	< 2	15
1,4,6,2,3,7,8-HpCDD	6,7	< 2	< 2	< 2	< 1	< 1	12
OCDD	57,1	34,9	20,1	23,6	11,7	19,3	678,7
2,3,7,8-TCDF	9,9	8,1	5,4	2,7	8,6	3,4	3,9
1, 2,3,7,8-PeCDF	1	6,6	3,6	1,4	2,5	< 1	3
4, 2,3,7,8-PeCDF	0,7	0,4	1,7	0,8	1,6	< 1	< 0,5
1,4, 2,3,7,8-HxCDF	< 1	< 2	< 1	< 2	1,1	< 2	< 1
1,6, 2,3,7,8-HxCDF	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1
1,9, 2,3,7,8-HxCDF	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1	< 2	< 1
4,6, 2,3,7,8-HxCDF	< 1	< 2	1,1	< 2	< 1	< 2	< 1
1,4,6, 2,3,7,8-HpCDF	23,2	16,9	5	2,2	11	< 1	11,7
1,4,9, 2,3,7,8-HpCDF	< 1	< 2	< 2	1,9	< 1	< 1	< 1
OCDF	8,6	4,9	< 2	5	3,6	< 2	3,7
Tổng hàm lượng độc tính							

Nguồn: Nguyễn Tiến Dũng, 2005.

Các khảo sát trên đây cho thấy Dioxin (2,3,7,8-TCDD) có khả năng di chuyển theo chiều sâu không phải chỉ đến 20-30 cm mà còn có thể đến hàng mét, điều này phụ thuộc vào chất lượng của đất, đặc biệt là hàm lượng mùn và sét trong đất, hàm lượng mùn và sét thấp trong đất sẽ làm tăng khả năng thấm sâu của Dioxin xuống tầng đất sâu.

Dựa trên các số liệu phân tích từ 1970 đến năm 2000 của một số tác giả trong và ngoài nước, Nguyễn Tiến Dũng (2005) đã xây dựng nên biểu đồ diễn biến nhằm chứng minh khả năng tồn lưu của chúng ở trong đất (Hình 2).



Hình 2. Hàm lượng nền Dioxin trong đất ở miền Nam Việt Nam

QT: Theo số liệu độ ô nhiễm Dioxin ở vùng nhiệt đới của UNEP (1996)

VN (w): Theo số liệu của Westing độ ô nhiễm do Mỹ rải 107 mg/ha (1970)

VN (T): Theo số liệu phân tích thực tế (1985-2000).

Hình 2 so sánh tổng quát, theo số liệu của Brzuzay và Hites (1996) thì mật độ Dioxin trong đất vùng nhiệt đới là 417 pg/m²/năm. Theo Westing thì mật độ trung bình của Dioxin lúc mới phun rải ở miền nam Việt Nam là 107 mg/ha và nếu chúng ta chấp nhận chu kỳ bán phân hủy của Dioxin trong đất là 10 năm thì đến năm 2000 mật độ trong đất khoảng 135 x 10 pg/m². Tuy vậy, theo số liệu phân tích các mẫu thực tế ở một số vùng còn tồn lưu Dioxin thì mật độ là 610.10 pg/m², gấp 15.000 lần số liệu hàm lượng nền trung bình của vùng nhiệt đới. Nhìn chung, hàm lượng Dioxin trong đất ở miền Nam Việt Nam đã giảm rất nhiều so với lúc mới rải ban đầu, nhất là những vùng bị phun rải nhẹ lại có điều kiện rửa trôi và phân hủy tự nhiên cao thì hàm lượng Dioxin không còn đáng ngại [6].

Matsuda, Hoàng Đình Cầu và cộng sự đã tiến hành phân tích 54 mẫu đất ở Tây Ninh chỉ phát hiện 14 mẫu có chứa 2,3,7,8-TCDD (14/54), tương tự ở Phú Lộc, Thừa Thiên – Huế là 3/6, ĐBSCL 0/26, Sông Bé là 1/1, Tp. HCM là 2/9. Hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong 14 mẫu ở Tây Ninh dao động từ 1,2 đến 38,5 ppt, trung bình là 14,0 ppt; 4 mẫu ở Phú Lộc có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD từ 4,4-17,0 và trung bình là 8,6 ppt; 1 mẫu ở Sông Bé có hàm lượng 2,3,7,8-TC DD là 6,0ppt; 2 mẫu ở Tp. HCM có hàm

lượng 2,3,7,8-TCDD là 36 và 59 ppt. Như vậy, chỉ có khoảng 19% số mẫu phân tích phát hiện thấy 2,3,7,8-TCDD và các mẫu đã phát hiện nói chung đều ở mức cho phép so với tiêu chuẩn của Mỹ, ngoại trừ một số mẫu cá biệt. Tuy nhiên, ở những vùng đã bị phun rải nhiều lần cá biệt vẫn còn những mẫu có hàm lượng Dioxin cao hơn mức cho phép và đặc biệt mẫu đất ở những vùng tàng trữ CĐHH cũ của Mỹ có hàm lượng Dioxin tồn lưu ở mức cao và rất cao, cần thiết phải có những biện pháp xử lý cấp bách.

Những nghiên cứu của Hoàng Trọng Quỳnh và nhiều tác giả khác cũng phát hiện sự tồn lưu Dioxin lâu dài trong môi trường đất ở khu vực Mã Đà (Bảng 12).

Bảng 12. Hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất và bùn khu vực Mã Đà

Năm	Người lấy mẫu	Địa điểm	Độ sâu (cm)	Hàm lượng 2,3,7,8-TCDD (ppt)	Phòng thí nghiệm
1985	Quý Quỳnh	A Lưới (TT Huế)	20	1,0 (n=1)	Kế Olie-Hà Lan
1986	Quýnh Đài	Tam Hiệp (Tp. HCM) Lương Hoa (Bến Tre)	25	TB 20,23 (hàng 5,4-4,5) (n=4)	Ehime-Nhật
1987	Quýnh Bôi	Phú Lộc (TT Huế)	25	TB 19,5 (hàng ND-39) (n=2)	Ehime-Nhật
1989	Quýnh Matsuda	- Tân Biên (Tây Ninh)	10	TB 8,6 (hàng 4,4-17) (n=4)	Ehime Nhật
		- Uyên Hưng (Bình Dương)	10	TB 14 (hàng 1,2-38) (n=14)	
		- Tam Nông (Đồng Tháp)	10	6 (n=1)	
		- Long Hồ (Vĩnh Long)	10	ND (n=4)	
		- Mỹ Tú (Sóc Trăng)	10	ND (n=3)	
		- Vĩnh Lợi (Bạc Liêu)	10	ND (n=3)	
		- Nam Căn (Cà Mau)	10	ND (n=3)	
1990	Quýnh-Tatsukawa	- Thịnh Liệt, Hà Nội	20	ND (n=2)	Ehime-Nhật
		- Vĩnh Quỳnh (Hà Nội)	20	ND (n=2)	
		- Yên duyên (Hà Nội)	20	ND (n=2)	
1990	Quýnh-Matsuda	- Hồng Vân (A Lưới)	10	ND (n=1)	Axys Canada
		- Tà Bạt (A Lưới)	10	TB 12,75 (hàng 8,5-17) (n=2)	
1996 đến 1999	Quýnh-Boivin-Dũng	- Chi Khê (Nghệ An) - A Lưới	10 10	ND (n=2) TB 47 (hàng ND-898) (n=56)	

Những mẫu đất miền Bắc không có 2,3,7,8-TCDD được coi là đối chứng, trong khi đó, tại miền Nam lại có, chứng tỏ nguyên nhân là chất da cam rải trong chiến tranh.

Liên quan đến lượng Dioxin thứ cấp tồn lưu ở miền Nam Việt Nam, năm 1971 Bury Hội đã khẳng định là ở nhiệt độ cao 2,4,5-T tạo ra 2,3,7,8-TCDD. Cụ thể hơn, năm 1977, Ahling và đồng nghiệp cho rằng ở nhiệt độ 500-580°C, các ester của 2,4,5-T tạo ra 2,3,7,8-TCDD với hàm lượng 0,2-0,3 mg/kg, như vậy 24.000 tấn 2,4,5-T đã phun rải ở miền Nam Việt Nam có thể tạo ra 4,8-72 kg 2,3,7,8-TCDD. Trong thực tế, sau khi phun rải CĐHH cây cối bị khô héo, quân đội Mỹ đã thả bom napalm để đốt trụi, đây là điều kiện để tạo nên Dioxin thứ cấp. Xã Đôn Thuận, huyện Trảng Bàng, tỉnh Tây Ninh là một ví dụ điển hình về vấn đề này. Kết quả phân tích 38 mẫu đất ở vùng này đều cho giá trị TEQ thấp nhất là 1,37 ppt, cao nhất là 27,78 ppt, ở tất cả các mẫu đất đều phát hiện PCDD và PCDF (17 đồng phân độc), có 18 mẫu phát hiện được 2,3,7,8-TCDD và 1,2,3,7,8-PeCDD (các đồng phân độc nhất) và tất cả các mẫu đều phát hiện thấy OCDD với hàm lượng cao từ 453- 14.216 ppt, đây là dấu hiệu đặc trưng cho Dioxin thứ cấp. Cũng không chỉ riêng Đôn Thuận, mà OCDD còn phát hiện thấy trong hầu hết các mẫu đất phân tích ở các vùng rừng núi đã từng bị rải chất độc hóa học và sau đó là chất cháy, nhiều công trình đã xác định hàm lượng OCDD và HpCDD cao là đặc trưng của các sản phẩm của sự cháy các chất tồn dư của các chất diệt cây.

Kết quả phân tích mẫu đất lấy tháng 11/2002 ở khu vực Mã Đà, hồ Biên Hùng được nêu ở bảng 13. Các mẫu M6 và M7 - 2 xác định có Dioxin, với hàm lượng 0,8 ppt và 0,5 ppt. So với tiêu chuẩn của Châu Âu và Mỹ, hàm lượng có mặt trong các mẫu ở Bảng 13 nằm dưới mức cho phép (1 ppt).

Bảng 13. Kết quả phân tích Polyclo dibenzo-p-dioxin và dibenzofuran trong đất khu vực tỉnh Đồng Nai tháng 11/2002 (nồng độ pg/g)

	M1	M2	M3	M	M	M5	M6	M	M	M8
				4-1	4-2			7-1	7-2	
Dioxin										
Tổng T ₄ CDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,8	ND	0,5	ND
Tổng P ₅ CDD	ND	ND	3,0	ND	ND	ND	ND	ND	6,0	ND
2378TCDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,7	ND	6,0
12378-PCDD	ND	ND	0,2	ND	ND	ND	ND	0,5	ND	0,4
Tổng H ₆ CDD	2,0	3,8	16	1,2	3,0	1,6	0,5	0,7	0,4	7,0
1234678	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123678	0,7	0,5	ND	0,8	0,4	ND	ND	0,4	ND	0,3
123789	1,3	0,6	ND	0,4	0,7	1,4	ND	0,6	0,2	1,2
Tổng H ₇ CDD	1,4	15	44	ND	17	25	3,5	3,7	1,2	30
1234678	0,7	6,5	18	ND	8,0	20	1,5	1,5	0,6	16
0 ₈ CDD	160	620	870	26	420	290	89	8,5	28	860
Furan										

	M1	M2	M3	M 4-1	M 4-2	M5	M6	M 7-1	M 7-2	M8
Tổng T4CDF	0,8	ND	0,4	ND	0,5	0,5	0,4	ND	ND	0,5
2378-TCDF	ND	ND	ND	ND	ND	0,2	ND	ND	ND	0,2
Tổng P5 CDF	ND	ND	ND	ND	0,1	0,5	ND	ND	ND	ND
12378-PCDF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
23478-PCDF	ND	ND	ND	ND	ND	0,3	ND	ND	ND	ND
Tổng H6 CDF	0,6	1,4	ND	0,5	0,2	3,0	ND	0,3	ND	0,5
123478	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123678	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123789	ND	ND	ND	ND	ND	0,6	ND	ND	ND	ND
234678	0,6	ND	ND	0,5	ND	ND	ND	0,2	ND	ND
Tổng H7 CDF	ND	2,5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0,2	ND
1234678	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1234789	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
08 CDF	10	39	125	1,0	90	25	ND	ND	ND	ND
TEQs	0,9	0,8	1,3	0,2	0,6	1,0	0,9	0,4	0,6	1,6

Nguồn: Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005.

- Ghi chú:*
- ND: Không xác định (< 0,1 ppt)
 - M1: Nông trường 6, thị trấn Vĩnh An
 - M2: Phân trường suối Sai, Mã Đà
 - M3: Phân trường Bàu Điền, Mã Đà
 - M4-1: Bờ hồ Biên Hùng (0-10 cm)
 - M4-2: Bờ hồ Biên Hùng (30cm)
 - M5: Phân trường Bà Cai, Mã Đà
 - M6: Gần VQG Cát Tiên
 - M7-1: Ruộng lúa ở ấp 4, Cát Tiên (0-10 cm)
 - M7-2: Ruộng lúa ở ấp 4, Cát Tiên (30 cm)
 - M8: Ruộng ngô ở ấp 4, Cát Tiên.

Lượng Dioxin quy đổi từ các đồng phân (TEQs) ở các mẫu phân tích nằm trong khoảng từ 0,2-1,6 ppt. Tuy nhiên, lượng này vẫn nằm trong ngưỡng cho phép của một số nước (1 ppt) và của Việt Nam (dự kiến 1 ppb).

Kết quả phân tích xác định hàm lượng Dioxin trong các mẫu đất/trầm tích lấy vào tháng 5/2003 tại một số địa điểm thuộc tỉnh Đồng Nai được chỉ ra ở Bảng 14.

Điều đáng chú ý là mẫu đất lấy ở phía Bắc sông Mã Đà (1997) xác định có Dioxin ở mức 19,1 ppt. Kết quả phân tích mẫu đất lấy tháng 5/2003 ở khu Bà Cai, thuộc lâm trường Mã Đà (mẫu 2) cho thấy vẫn còn tồn tại Dioxin với hàm lượng 6,04 ppt, và giá trị TEQs là 35,162 ppt.

Bảng 14: Kết quả phân tích Polyclo dibenzo-p-dioxin và dibenzofuran trong đất/trầm tích khu vực tỉnh Đồng Nai tháng 5/2003 (nồng độ pg/g)

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10
Dioxin										
Tổng T ₄ CDD	16,41	6,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2378-TCDD	16,41	6,04	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng P ₅ CDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12378-PCDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng H ₆ CDD	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123478	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123678	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123789	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng H ₇ CDD	23,93	8,80	15,25	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1234678	23,93	8,80	15,25	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
0 ₈ CDD	155,6	41,7	240,8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Furan										
Tổng T ₄ CDF	7,45	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2378-TCDF	7,45	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng P ₅ CDF	73,59	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
12378-PCDF	53,49	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
23478-PCDF	20,10	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng H ₆ CDF	ND	290	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123478	ND	85,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123678	ND	97,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
123789	ND	96,4	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
234678	ND	11,3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Tổng H ₇ CDF	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1234678	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
1234789	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
0 ₈ CDF	ND	79,7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
TEQs	30,135	35,162	0,18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Nguồn: Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005.

Ghi chú: ND: Không xác định (< 0,1 ppt)
M1: Đáy hồ Biên Hùng
M2: Phân trường bà Cai, Mã Đà
M3: Ven bờ Bầu Sấu, Cát Tiên
M4: Suối Linh (suối Cu Đỉnh)
M5: Suối Bà Hào, Hiếu Liêm
M6: Thác Trời, Cát Tiên
M7: Ven suối Sà Mách, Cát Tiên
M8: Ven suối Đakin, Vĩnh An
M9: Ven suối Kóp, Vĩnh An
M10: Ven suối cầu số 3, Cát Tiên.

Kết quả phân tích trầm tích đáy Hồ Biên Hùng (2003) cho thấy hàm lượng Dioxin là 16,41 ppt. Giá trị TEQs của Dioxin trong mẫu phân tích là 30,135 ppt (mẫu 1 Bảng 14).

Theo báo cáo của UB10-80 năm 1993 thì không phát hiện thấy Dioxin trong 10 mẫu trầm tích lấy ở sông Đồng Nai. Nhưng số liệu của Đỗ Quang Huy (2003), thì lượng Dioxin vẫn còn tồn tại trong tất cả các mẫu đất và trầm tích tại hồ Bà Hào và các ao hồ nuôi cá gần hồ Bà Hào ở mức 2,28 ppt đến 7,8 ppt. Đất xung quanh đường băng của sân bay cũ (Rang Rang) có nồng độ Dioxin trong khoảng từ 1,82 ppt đến 19,10 ppt (Bảng 15).

Bảng 15. Kết quả phân tích Polyclodibenzo-p-dioxins trong đất/ trầm tích (0-10cm) khu vực tỉnh Đồng Nai năm 1997 (nồng độ pg/g)

	Đất nam đường băng cũ	Đất phía Bắc sông Mã Đà	Đất đường băng cũ	Trầm tích ao cá gần hồ Bà Hào	Trầm tích hồ Bà Hào
Dioxin					
2378- TCCD	7, 86	19,10	1,82	7,8	2,28
Tổng T ₄ CD	10, 13	24,88	2,46	9,71	3,34
Tổng P ₅ CDD	1,41	8,98	3,76	ND	ND
Tổng H ₆ CDD	7,22	26,37	7,6	ND	7,59
Tổng H ₇ CDD	6,62	7,54	9,58	5,85	10,40
O ₈ CDD	16,58	26,86	24,91	29,51	18,76
Furan					
2378- TCDF	1,03	2,48	0,59	0,59	0,27
Tổng T ₄ CDF	4,02	8,98	1,15	0,88	2,12
Tổng P ₅ CDF	1,54	5,42	0,71	1,07	ND
Tổng H ₆ CDF	0,51	1,13	ND	ND	ND
Tổng H ₇ CDF	ND	1,44	1,07	1,32	1,01
O ₈ CDF	0,81	1,40	ND	1,41	0,69
TEQs	8,44	20,33	2,37	7,93	2,64

Nguồn: Đỗ Quang Huy, 2003.

Ghi chú: ND: Không xác định (< 0,1 ppt).

Nếu tính tỷ lệ Dioxin so với giá trị Dioxin tương đương (TEQs) (pg/g) thì thấy hàm lượng Dioxin trong đất lấy ở khu phía Nam đường băng cũ là 93%; mẫu đất khu Bắc

sông Mã Đà là 94%; mẫu đất đường băng cũ là 77%. Tương tự mẫu trầm tích lấy ở ao cá gần hồ Bà Hào là 98%; mẫu trầm tích lấy ở hồ Bà Hào là 86%.

Tại vùng rừng núi, trong 71 mẫu có 19 mẫu dương tính, chiếm tỷ lệ 27%. Tại vùng đồng bằng, trong 16 mẫu không có mẫu dương tính. Đất rừng nhiều bóng tối, ít bị cày xới là môi trường thuận lợi cho sự bền vững của 2,7,3,8-TCDD. Đất đồng bằng bị cày xới, phơi nắng nhiều nên 2,7,3,8-TCDD ít nhiều bị hủy diệt (Bảng 16).

Bảng 16. So sánh hàm lượng 2,7,3,8-TCDD giữa đất rừng và đất được cày xới tại xã Đông Sơn

Loại đất	2,3,7,8-TCDD (ppt)	Nơi phân tích
Đất rừng	TB 147,35 (hàng 4,20-897,85) (n = 16)	Axys - Canada
Đất trồng sắn	6,61	
Đất đã cày bừa	4,20	

Đất rừng có 147,35 ppt, đất đã cày bừa chỉ còn 4,20 ppt. Như vậy đã giảm đi 94,14%, ở những nơi nhiễm độc không quá cao, 2,7,3,8-TCDD thường ở độ sâu 10-15 cm vừa đủ để lười cày, cuốc, bừa có thể đảo nó lên mặt đất. Và nếu được phơi nắng, hàm lượng 2,7,3,8-TCDD trong đất sẽ giảm đi rất nhiều.

Liên quan đến tính bền vững của Dioxin, chu kỳ bán phân hủy trong môi trường đất đã được các nhà nghiên cứu chú ý và nêu những phát hiện của mình trong nhiều công trình khoa học. Nhiều nhà khoa học trên thế giới cho rằng chu kỳ bán phân hủy của Dioxin chỉ ở mức độ nhất định. Tại Hội nghị khoa học quốc tế ở Tp. HCM khẳng định chu kỳ bán phân hủy trong đất là 10 năm. Tuy vậy, cũng có những tác giả cho rằng 3-3,5 năm và như vậy thì đến năm 1990 chỉ còn 1 kg Dioxin ở Việt Nam, điều này là không phù hợp với thực tế. Qua nhiều nghiên cứu trong những năm 90 của thế kỷ XX, nhiều nhà khoa học cho là chu kỳ bán phân hủy của Dioxin trong đất có thể là trên 20 năm. Theo Paustenbach D.J. (1992) và Puri R.K. (1989, 1990) thì chu kỳ bán phân hủy của 2,3,7,8-TCDD trong lớp đất mặt (0,1 cm) thì dao động từ 9 đến 25 năm và ở các lớp đất sâu hơn có thể đạt tới 25 đến 100 năm.

Dioxin là chất rất độc, rất bền vững trong điều kiện môi trường và tích tụ trong chuỗi thức ăn. Dioxin rất ít hòa tan trong nước và khi xâm nhập vào đất nó sẽ kết hợp với các hợp chất hữu cơ biến thành các phức chất không hòa tan trong nước và rất ít bị rửa trôi. Dioxin di chuyển trong môi trường đất rất khó khăn.

Khi Dioxin xâm nhập vào đất, trước hết nó gây độc cấp tính trực tiếp cho đất, tiêu diệt nhiều sinh vật có ích hoặc gây nên những tổn hại khác như đột biến gen, dị dạng và đồng thời nó cũng bị môi trường đất hấp phụ, chuyển hóa và tạo thành những hợp chất dạng keo tụ làm cho tầng đất mặt bị chai cứng vừa làm giảm tính đa dạng sinh học của đất vừa làm cho đất nhiễm độc, giảm sút độ phì nhiêu. Dưới tác động của ánh sáng,

nhật độ, mưa, vi sinh vật đã làm cho Dioxin trong môi trường đất bị phân hủy dần theo thời gian. Dioxin hoàn toàn không bị phân hủy sinh học bởi tác động của các chủng vi sinh vật thường gặp trong môi trường đất tự nhiên. Hiện nay các nhà khoa học đang cố gắng phân lập những chủng VSV đặc hiệu có thể phân hủy các loại chất độc khó phân hủy, trong đó có Dioxin. Dioxin làm cho các thực vật chết, dẫn đến các loài động vật cũng bị chết theo do không có thức ăn và nơi cư trú. Sự tồn lưu Dioxin trong đất phụ thuộc vào liều lượng phun rải và các tính chất đất như thành phần cơ giới đất, độ chua của đất và những điều kiện thời tiết khác như: gió, mưa, lũ lụt, xói mòn... mức độ tiếp xúc và sự chuyển hóa bởi VSV trong môi trường đất. Thời gian bán phân hủy của Dioxin trong đất, bùn đáy và nước được thể hiện ở Bảng 17:

Bảng 17. Thời gian bán phân hủy của Dioxin trong đất, bùn đáy và nước [5]

Môi trường tồn lưu	Thời gian bán phân hủy	Môi trường tồn lưu	Thời gian bán hủy
Tầng đất 0,1cm	1-3 năm	Trong bùn đáy	> 2 năm
Tầng đất mặt 0-20 cm	9 - 15 năm		
Ở độ sâu tầng đất lớn hơn 20 cm	25 - 100 năm	Trong đất	1- 2 năm

Căn cứ trên những số liệu phân tích trên 1.000 mẫu đất ở Việt Nam và một số khảo sát ở sân bay Tà Bạt A Lưới của Ủy ban 10-80 phối hợp với trường Đại học Ehime của Nhật Bản và AXYS Canada, đã nói lên phần nào về chu kỳ bán phân hủy của Dioxin trong đất không phải là 3 năm đến 3,5 năm hoặc 10 năm mà còn lâu hơn nữa. Kết quả phân tích của các tác giả trên ở cùng một địa điểm nêu trên cho thấy mẫu đất lấy năm 1990 ở độ sâu 5 cm có giá trị 8,5 và 17 ppt (trung bình 12,75 ppt); còn mẫu đất lấy vào năm 1999 có các giá trị: 4,3; 5,9; 7,7; 8,4; 9,2; 9,4; 9,9; 11,0; 18,35 ppt (trung bình 9,35 ppt), sau gần 10 năm mà giá trị không thay đổi đáng kể.

Đặc biệt, kết quả khảo sát đất, bùn lắng ở xã Chánh Mỹ tại Thị xã Thủ Dầu Một, tỉnh Bình Dương, sông Thị Nghè, Tp. Hồ Chí Minh, vịnh Nha Trang, tỉnh Khánh Hòa là các nơi không trực tiếp bị phun rải chất độc hóa học nhưng đều phát hiện thấy 2,3,7,8-TCDD tương ứng là 5,1-14,5; 59,0; 4 ppt vào những năm của thập kỷ 90 của thế kỷ XX [4].

Sự di chuyển của Dioxin theo chiều sâu thì phức tạp hơn và cần nghiên cứu kỹ. Theo kết quả nghiên cứu trong thời gian qua có thể đưa ra một số nhận định sau:

- + Mức độ ô nhiễm đất bởi Dioxin do quân đội Mỹ sử dụng trong chiến tranh ở Việt Nam là mức ô nhiễm cao nhất thế giới, theo thời gian và điều kiện khí hậu nhiệt đới ẩm Việt Nam thì nồng độ Dioxin đã giảm nhiều nhưng vẫn còn cao hơn mức nền

của nhiều nước trên thế giới. Tuy vậy, ở những địa điểm mà trước đây là cơ sở kho tàng cũ của quân đội Mỹ mà nhất là khu vực sân bay Biên Hòa và Đà Nẵng... vẫn còn đang tồn lưu Dioxin trong đất với nồng độ rất cao và do đó Dioxin trong chiến tranh vẫn còn là một vấn đề cần giải quyết ngay.

- + Độ bền vững của Dioxin trong đất là rất lâu, do đó chu kỳ bán phân hủy của Dioxin trong đất sẽ dài hơn nhiều so với các kết luận trước đây của nhiều nhà khoa học, thậm chí có thể dài hơn 20 năm.
- + Sự di chuyển của Dioxin trong đất theo chiều sâu ở Việt Nam tại những vùng bị nhiễm độc không phải chỉ đến lớp đất sâu 20-30 cm mà còn sâu hơn nhiều, có thể đến 2,5 m.
- + Dioxin thứ cấp được tạo nên do đốt cháy bằng bom napalm sau khi rừng cây bị chết do chất độc hóa học diệt cây là điều có thể nhận diện được.

Về lượng Dioxin có lẫn trong chất độc hóa học do quân đội Mỹ sử dụng trong chiến tranh Việt Nam, có một số ý kiến khác nhau. Theo US. Department of Health and Human Services có 170 kg; Theo J.M. Stellman có 366 kg (Nature số 1442, 4/2003) và theo các nhà khoa học của Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga đã ước tính nồng độ TCDD trung bình ở các vùng bị rải theo thời gian với giả thiết thời gian bán hủy của 2,3,7,8-TCDD trong đất là sau 10 năm và hơn nữa (Bảng 18).

Bảng 18. Ước tính hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trung bình các vùng bị rải theo thời gian

Tổng 2,3,7,8-TCDD (kg)	Nồng độ 2,3,7,8-TCDD (ppt)			
	Ban đầu	Sau 10 năm	Sau 20 năm	Sau 30 năm
110	11	5,5	2,75	1,37
170	17	8,5	4,25	2,12
600	50	25	12,5	6,25
1000	100	50	25	12,5

Tổng hợp kết quả phân tích hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất của các tác giả trong và ngoài nước đến năm 2004 tại các điểm ở Bến Tre, Tp. Hồ Chí Minh, A Lưới, Thừa Thiên – Huế; Tây Ninh; Biên Hòa; Pleiku; Kon Tum; Sông Bé; Đà Nẵng đều thống nhất hàm lượng 2,3,7,8-TCDD đã giảm theo thời gian ở một số điểm có nồng độ ô nhiễm không quá cao. Có ba vùng đặc biệt bị ô nhiễm nặng là sân bay Biên Hòa, sân bay Đà Nẵng và sân bay A So, A Lưới (Thừa Thiên – Huế).

Nhìn chung, cho đến nay sau hơn 30 năm các cơ quan của Việt Nam đã phân tích trên 1000 mẫu đất, bùn lắng (riêng TTNC Việt – Nga là 700 mẫu) và đã khảo sát hầu như

tất cả các tỉnh bị phun rải và cũng đã phân tích một số mẫu của miền Bắc để đối chứng. Kết quả cho phép đi đến một số nhận xét sau:

- a. Vùng ĐBSCL đã bị rải CDHH với liều lượng thấp nhất, bị lũ lụt thường xuyên và ánh nắng với cường độ cao làm cho Dioxin trong đất bị rửa trôi nhanh chóng, bị phân rã và do đó không phát hiện thấy Dioxin (2,3,7,8-TCDD).
- b. Các tỉnh giáp Vĩ tuyến 17 như Quảng Trị, Thừa Thiên – Huế mà điển hình là vùng A Lưới còn tồn lưu một lượng chất độc không cao (trung bình là 23,5 ppt) thấp hơn tiêu chuẩn đất canh tác nông nghiệp và đất không canh tác của Hoa Kỳ (27 và 1.000 ppt), tuy vậy độ tồn lưu trên còn cao hơn TCCP của một số nước phát triển khác như: Đức, Italia, Hà Lan cho đất nông nghiệp, đó là 5-10 ppt.
- c. Vùng miền Đông Nam Bộ như các tỉnh Bình Dương, Tây Ninh, Đồng Nai, điển hình là ở các Chiến khu D và C tồn lưu Dioxin trong đất thấp hơn so với khu vực A Lưới miền Trung, nồng độ trung bình là 15,05 ppt (Bảng 18 và 19).

Bảng 19. Tồn lưu Dioxin trong đất và bùn lắng ở một số vùng miền Nam Việt Nam từ 1985-2000 (ppt)

TT	Vùng lấy mẫu	Độ tồn lưu Dioxin	Số mẫu(n), độ sâu lấy mẫu (d)
1	Miền Trung (vùng A Lưới, Thừa Thiên – Huế)	23,5	n=89; d=10-30 cm
2	Miền Đông Nam Bộ:		
	- Bình Dương (Mỹ Bình)	10,00	n=83; d= 20-30 cm
	- Tây Ninh (Tân Bình, Đôn Thuận)	9,05	n=45; d=20-30 cm
	- Đồng Nai (Biên Hòa)	2,61	n=28; d=30 cm
3	Đồng bằng SCL:	ND	n=26
	- Đồng Tháp	ND	n=10
	- Vĩnh Long	ND	n=4
	- Tiền Giang	ND	n=4
	- Sóc Trăng	ND	n=4
	- Minh Hải	ND	n=4
4	Các căn cứ quân sự cũ:	> 1 triệu	n=1
	- Sân bay Biên Hòa	rất cao	n=106; d=0-120 cm
	- Sân bay Đà Nẵng	rất cao	n=94; d=0-150 cm
	- Sân bay Phù Cát	cao	n=32; d=0-60 cm
	- Sân bay A So	144,05	n=15; d=20-30 cm
	- Sân bay A Lưới	11,63	n=9; d=10 cm
	- Sân bay Tà Bạt	12,32	n=9; d=20 cm
	- Sân bay Phan Rang	9,06	n=3; d=10 cm

Nguồn: Nguyễn Xuân Quýnh, 2005.

d. Các căn cứ quân sự cũ của Mỹ, nơi tàng trữ và nạp CĐHH lên máy bay như sân bay Biên Hoà, Đà Nẵng, Phù Cát còn tồn lưu chất độc trong đất ở mức độ cao và rất cao, có 01 mẫu cao đến trên 1 triệu ppt (Matsuda và UB 10-80).

e. Từ các điểm nóng trên các khu vực lân cận cũng còn tồn lưu Dioxin trong đất ở mức độ đáng quan tâm.

Kết quả phân tích trầm tích đáy Hồ Biên Hùng (2003) cho thấy hàm lượng Dioxin là 16,41 ppt. Giá trị TEQs của Dioxin trong mẫu phân tích là 30,135 ppt.

Các mẫu đất, đặc biệt các mẫu đất lấy ở ven suối hoặc ven bờ hồ chưa xác định thấy có Dioxin. Tuy nhiên, hàm lượng Dioxin qui đổi TEQs trong mẫu 3, Bảng 14 (mẫu đất ven bờ Bàu Sấu) còn tồn tại ở mức 0,18 ppt [16].

Hàm lượng Dioxin trong các mẫu đất/ trầm tích đã phân tích đều rất nhỏ và nằm dưới ngưỡng cho phép của châu Âu và của Mỹ, nhưng cần phải lưu tâm và có biện pháp cải tạo phục hồi các HST ở khu vực này.

f. Hàm lượng Dioxin trong bùn lắng ở một số sông hồ là nguồn nhiễm độc cho cá, ở một số sông đã được khảo sát cho số liệu trung bình khoảng 10 ppt nằm trong giới hạn cho phép của quốc tế (Đức: 1-10 ppt).

3.3. Dioxin trong bùn đáy ao hồ, sông ngòi

Theo dõi hàm lượng 2,3,7,8-TCDD theo thời gian, theo vùng, theo điểm. Khi lấy mẫu, chọn những địa điểm không có công nghiệp sử dụng hóa chất, người dân ít dùng thuốc trừ sâu như ở khu vực miền núi thì trong bùn đáy vẫn phát hiện thấy Dioxin (Bảng 20).

Bảng 20. Hàm lượng 2,7,3,8-TCDD trong bùn sông rạch (ppt)

Địa điểm	Tp. HCM	Xã A Ngo, A Lưới (TTH)	Xã Đông Sơn, A Lưới (TTH)	Xã Tân Lập, Tân Uyên, Bình Dương
Rạch Thị Nghè	190 năm 1985			
Sông Lòng Tàu	59 năm 1990			
Sông Đồng Nai	3 năm 1990		0,8 năm 1999	ND năm 1985
Sông A Sáp				
Ao cá		5,3 (1999)	TB 5,6 (1999) (hàng 1,8-8,5) (n=5)	

Nguồn: Nguyễn Xuân Quýnh, 2005.

Dòng nước chảy chậm (Rạch Thị Nghè) khiến 2,7,3,8-TCDD lắng đọng nhiều trong bùn.

Dòng nước chảy nhanh (sông Lòng Tàu, Đồng Nai, A sấp) thì 2,7,3,8-TCDD ít lắng đọng trong bùn.

A Lưới là vùng không có công nghiệp hóa chất, người dân không sử dụng hóa chất bảo vệ thực vật (HCBVTV). Từ năm 1990 người dân đào ao thả cá. Ao sâu 3-4 m nên lúc đầu bùn đáy ao không có 2,3,7,8-TCDD, nhưng sau đó lại phát hiện thấy đó là do Dioxin đã từ trên mặt đất bị nước mưa cuốn xuống đọng ở đáy ao. Nguyễn Xuân Quỳnh (2005) cho biết, hồ Biên Hùng nằm ở phường Trung Dũng, Tp. Biên Hòa có diện tích khoảng 3,2 ha, độ sâu trung bình 2-3 m. Trong chiến tranh, đế quốc Mỹ và quân đội Sài Gòn đã dùng sân bay Biên Hòa làm nơi lưu giữ CĐHH và từ đó thực hiện các chuyến bay rải CĐHH xuống các vùng đất ở miền Nam Việt Nam. Sau mỗi phi vụ trở về, máy bay thường được vệ sinh, thau rửa, nước thải cùng với CĐHH được tuồn xuống hồ Biên Hùng. Có thể nói, trong nhiều năm trước giải phóng, hồ Biên Hùng là nơi chứa nước thải có CĐHH đủ loại. Cho tới nay vẫn chưa có nghiên cứu nào đánh giá về mức độ độc hại của các CĐHH ở hồ Biên Hùng, cũng như ảnh hưởng lâu dài của nó đối với DDSH, môi trường sinh thái của hồ và với sức khỏe cộng đồng dân cư sống xung quanh hồ. Tác giả đã tiến hành thu mẫu tại hồ Biên Hùng 2 lần trong năm, đồng thời với thu mẫu ở Mã Đà, Cát Tiên. Tồn lưu Dioxin trong đất, bùn đáy hồ được thể hiện ở Bảng 21.

Mẫu đất lấy trên bờ Hồ Biên Hùng ở các độ sâu 0-2 cm và 30 cm, xa bờ 5 m đã được phân tích xác định Dioxin, cả hai mẫu này không xác định thấy có Dioxin ở lượng 16,41 ppt. Lượng Dioxin qui đổi từ các đồng phân và dẫn suất của Dioxin trong mẫu phân tích là 30,135 ppt (mẫu M1, Bảng 21). Nếu theo giới hạn cho phép Dioxin trong nước ở một số nước là 2.10^{-3} ppt (hay 1 ppq - US Environment Protection Agency) với lượng Dioxin trong trầm tích như vậy thì lượng Dioxin trong nước cũng đáng được quan tâm, liệu Dioxin trong nước có đến mức 1 ppq không? Đó là điều cần suy nghĩ. Bởi vì, người ta ước tính rằng chỉ cần một lượng 1 ppq có trong nước thải ra sông thì cá ở các con sông này ăn các sinh vật nhỏ làm cho Dioxin trong cá lên tới vài trăm ppt, cá to ăn cá con lượng Dioxin trong cá to có thể lên tới ppb, theo thời gian theo quy luật khuếch đại sinh học, người ăn cá này lượng Dioxin tăng dần lên đến mức nguy hiểm.

Bảng 21. Kết quả phân tích Polychlorinated dibenzoDioxins và dibenzourans trong bùn tại hồ Biên Hùng, thành phố Biên Hòa (nồng độ pg/g), tháng 11/02

	M4-1	M4-2	M1
Dioxins			
Tổng T ₄ CDD	ND	ND	16,41
2378- TCDD	ND	ND	16,41
Tổng P ₅ CDD	ND	ND	ND
12378- PCDD	ND	ND	ND
Tổng H ₆ CDD	1,2	3,0	ND
123478	ND	ND	ND
123678	0,8	0,4	ND
123789	0,4	0,7	ND
Tổng H ₇ CDD	ND	17	23,93
1234678	ND	8,0	23,93
O ₈ CDD	26	420	155,62
Furans			
Tổng T ₄ CDF	ND	0,5	7,45
2378- TCDF	ND	ND	7,45
Tổng P ₅ CDF	ND	0,1	73,59
12378- PCDF	ND	ND	53,49
23478- PCDF	ND	ND	20,10
Tổng H ₆ CDF	0,5	0,2	ND
123478	ND	ND	ND
123678	ND	ND	ND
123789	ND	ND	ND
234678	0,5	ND	ND
Tổng H ₇ CDF	ND	ND	ND
1234678	ND	ND	ND
1234789	ND	ND	ND
O ₈ CDF	1,0	90	ND
TEQs	0,2	0,6	30,135

IV. Hàm lượng Dioxin trong đất khu vực điểm nóng

1. Ô nhiễm Dioxin trong đất khu vực sân bay Biên Hòa

Sân bay Biên Hòa theo nhiều tài liệu nghiên cứu đã khẳng định khu vực này là một trong những "điểm nóng" ô nhiễm chất độc da cam/Dioxin đã được xác định ở Việt Nam dựa theo báo cáo kết quả nghiên cứu của các tác giả Việt Nam như: GS. Trần Xuân Thu, TS. Nguyễn Văn Minh, TS. Nguyễn Xuân Nét..., cũng như các nhà nghiên cứu Mỹ và nước ngoài như GS. Anold Schecter...

Tổng hợp các kết quả phân tích hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất tại các địa điểm khác nhau trong khu vực Biên Hòa của các tác giả trong và ngoài nước tính đến năm 2004 (Ủy ban 10-80, 1994-1995; Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga, 2000-2001) cho thấy, nồng độ Dioxin ở vùng "điểm nóng" Biên Hòa có thể lên tới 1.000 lần so với nồng độ tiêu chuẩn cho phép trong đất và hàng trăm lần so với tiêu chuẩn cho phép ở cơ thể người và các động, thực vật. Do vậy, việc xử lý triệt để vùng đất tồn lưu chất độc da cam/Dioxin ở sân bay Biên Hòa là rất cần thiết và mang tính bức xúc cao.

2. Các căn cứ quân sự khác ở Nam Việt Nam

Các căn cứ quân sự khác ở Nam Việt Nam (Biên Hòa, Đà Nẵng, Nha Trang và Phù Cát, 1986) được sử dụng làm kho bãi chứa và cung cấp chất da cam. Những nơi chứa này đã từng chứng kiến việc lan tràn các chất diệt cỏ. Năm 1970, đã xảy ra sự cố chảy tràn mất 7.500 gallon Mỹ chất da cam ở căn cứ quân sự Biên Hòa. Giữa tháng 1 và tháng 3, 1970, ba vụ chảy tràn khác với khối lượng ít hơn đã xảy ra tại Biên Hòa. Hiện tại có 2 nguồn ô nhiễm chất da cam: đó là do rải chất da cam và ở các kho bãi ở các căn cứ quân sự cũ. Thung lũng A Lưới là phần trọng yếu của đường mòn HCM. Thung lũng này có 3 căn cứ của lực lượng đặc biệt Mỹ và bị rải cực kỳ nhiều chất da cam từ 1965-1970.

Nguyễn Tiến Dũng (2005) khi nghiên cứu mức độ ô nhiễm Dioxin trong đất khu vực Biên Hòa và đề xuất ngưỡng phục vụ cho giải pháp khắc phục đã xác định hàm lượng Dioxin cao tại một số điểm nóng ở xung quanh các sân bay: Biên Hòa, Đà Nẵng, Phù Cát, A So và tiến hành so sánh với một số vùng khác ở Việt Nam có hàm lượng Dioxin không cao đã khẳng định, sự phân bố không đồng đều hàm lượng Dioxin trong đất ở Việt Nam và khoanh được các điểm nóng với hàm lượng cao Dioxin. Tác giả cũng thống kê và làm rõ sự phân bố hàm lượng Dioxin trong đất theo chiều sâu tại một số điểm nóng như sân bay Đà Nẵng (Bảng 22).

Bảng 22. Hàm lượng trung bình của Dioxin và chất da cam theo chiều sâu tầng đất tại khu vực sân bay Đà Nẵng

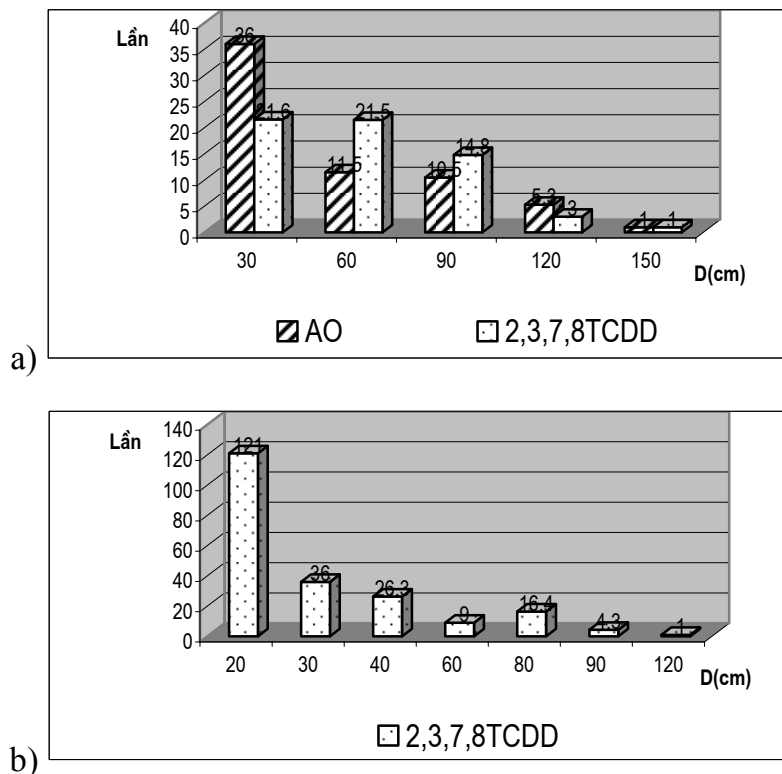
TT	Chiều sâu (cm)	Số mẫu phân tích	Hàm lượng Dioxin trung bình (ppt)	Hàm lượng da cam trung bình (ppm)
1	30	47	34.213	582
2	60	14	10.970	581
3	90	7	9.933	400
4	120	7	5.003	81
5	150	5	951	27

Nguồn: Bộ Tư lệnh Hóa học, Bộ Quốc phòng, 2004.

Số liệu của Bảng 22 cho phép rút ra một số nhận xét:

- a. Hàm lượng Dioxin trung bình trên lớp đất 30 cm còn rất lớn, gấp hàng trăm lần nồng độ cho phép. Dioxin không chỉ có trên bề mặt mà còn lan toả xuống tầng đất sâu. Cụ thể ở độ sâu 150 cm, hàm lượng Dioxin trung bình của 5 điểm lấy mẫu vẫn còn cao (951 ppt).
- b. Hàm lượng trung bình của 2,4-D và 2,4,5-T ở khu vực sân bay Đà Nẵng là rất cao, vượt giới hạn cho phép từ 64 đến 1.368 lần.
- c. Hàm lượng Dioxin và chất da cam có sự phân bố không đồng đều tại khu vực sân bay Đà Nẵng, nhưng chúng đều giảm theo chiều sâu tầng đất. Điều này nói lên mối quan hệ hữu cơ giữa hàm lượng chất độc da cam và hàm lượng Dioxin trong đất.

Dựa vào các số liệu của Nguyễn Xuân Nét, có thể minh họa sự phân bố chất độc da cam và 2,3,7,8-TCDD theo chiều sâu tầng đất tại các điểm nóng ở sân bay Đà Nẵng (a) và Biên Hòa (b) (Hình 3).



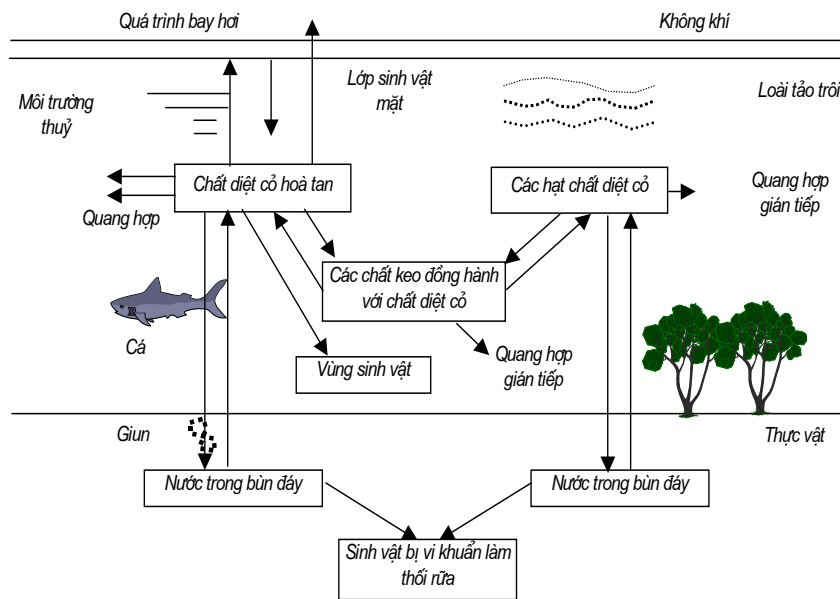
Hình 3. Sự phân bố chất độc da cam và 2,3,7,8-TCDD theo chiều sâu tầng đất ở sân bay Đà Nẵng và Biên Hòa

V. Tương tác giữa CĐHH với môi trường đất – nước

1. Tương tác của CĐHH với môi trường đất - nước

Các CĐHH xâm nhập vào môi trường đất – nước và vào lương thực, hải sản bằng nhiều đường khác nhau: từ lắng đọng không khí (atmospheric deposition), kết dính với các chất rắn và xâm nhập vào môi trường nước do mưa, xói mòn, rửa trôi...

Chất Dioxin trong các chất diệt cỏ có thể tồn tại trong môi trường đất – nước ở dạng hòa tan hoặc kết dính với những chất lơ lửng và dễ dàng xâm nhập vào bùn đáy. Dioxin trong đất – nước sẽ bị động và thực vật hấp thụ và cuối cùng đi vào cơ thể người (Hình 4).



Hình 4. Quá trình di chuyển và biến đổi của chất độc da cam/Dioxin trong môi trường nước

Hầu hết các hóa chất diệt cỏ, phát quang bị phân hủy nhanh sau khi rải. Riêng Dioxin có độc tính cao nhất trong các chất và có thời gian phân hủy ước tính 15-20 năm, nên tồn lưu rất lâu trong môi trường đất.

Dioxin có những đặc tính:

- Không hòa tan trong nước, độ hòa tan ước tính 2×10^{-4} ppm. Nó thường lơ lửng trong nước hoặc làm thành một lớp mỏng trên mặt nước hoặc lắng đọng dần xuống đáy ao hồ, sông suối và tồn dư lâu dài trong các trầm tích này.
- Khi rải, Dioxin dính kết với các hạt đất ở tầng mặt (0-10 cm) rất ít ngấm sâu xuống tầng đất dưới.

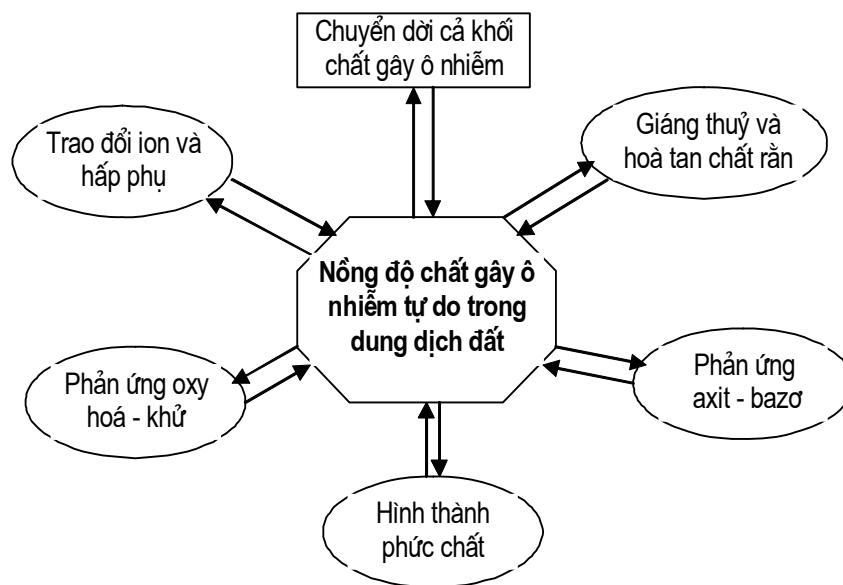
Tuy nhiên, ở những loại đất có độ xốp lớn, dễ ngấm nước, Dioxin có thể ngấm tới 30 cm hoặc hơn.

Không giống như môi trường nước và môi trường không khí, môi trường đất có nhiều sự khác biệt. Do đó, mức độ ô nhiễm bởi Dioxin trong môi trường đất phụ thuộc vào số lượng, mức độ "tiếp xúc" và hoạt động của các VSV trong đất. Theo Páuten Bach *et al.* (1992) thì thời gian tồn lưu của Dioxin trong môi trường đất khá dài. Ở tầng đất mặt 0,1-0,2 cm Dioxin dễ bị quang phân và có thời gian bán hủy từ 9-15 năm, ở tầng đất sâu hơn thời gian bán hủy sẽ kéo dài từ 25-100 năm. Việc xử lý đất bị ô nhiễm

Dioxin rất tốn kém và có thể lên đến 5 triệu USD/ha. Do đó, việc xử lý đất bị ô nhiễm chất độc da cam/Dioxin do hậu quả chiến tranh là một vấn đề nan giải và rất cần sự giúp đỡ của cộng đồng quốc tế.

2. Tương tác CDHH với môi trường đất

Các hệ thống đất gồm những thành phần vô cơ, hữu cơ phức tạp và biến động, tại bất kỳ thời điểm nào nồng độ các chất gây ô nhiễm trong thể lỏng của đất cũng diễn ra hàng loạt phản ứng giữa các axit - bazơ; phản ứng oxy hóa - khử; phản ứng tạo phức với các phối tử hữu cơ - vô cơ; phản ứng kết tủa và hòa tan các chất rắn và cuối cùng là quá trình hấp phụ, trao đổi ion. Tốc độ xảy ra phản ứng cũng như tốc độ phân hủy / hấp phụ sinh học quyết định nồng độ các chất gây ô nhiễm trong pha lỏng của đất (Hình 5).



Hình 5. Sự biến đổi CDHH trong dung dịch đất

Các quá trình chính gồm:

a) Sự liên kết tàn dư

Rất nhiều thử nghiệm với những phân tử phóng xạ đánh dấu cho thấy, việc chiết rút Dioxin và thuốc BVTV liên kết với thể rắn đất không bao giờ được hoàn toàn, ngay cả đối với những dung môi có khả năng hòa tan chúng tốt nhất. Có tới 90% hoạt độ phóng xạ được sử dụng không chiết rút được và điều này là do nó tạo thành các liên kết chặt với tàn dư (Bảng 23).

Bảng 23. Các ví dụ về liên kết tàn dư chất độc hữu cơ trong đất (Calderbank, 1989)

Dạng cấu trúc	Liên kết tàn dư (% của lượng sử dụng)	Chất nguyên khai được phát hiện
Thuốc trừ cỏ:		
Anilid và Urê	34-90	Không
Bipyridylum	10-90	Có
Nitroanilin	7-85	Không
Phenoxy	28	Không
Photphanat	12-95	Có
Triazin	47-57	Có
Thuốc trừ sâu:		
Cacbamat	32-70	Có
Clo hữu cơ	7-25	Có
Photpho hữu cơ	18-80	?
Pyrethroid	3-23	có
Thuốc diệt nấm:		Không
Clophenol	45-90	Có
Nitroaromatic	60-90	có

Nhiều tác giả cho rằng, liên kết tàn dư chất gồm những sản phẩm nguyên khai và sản phẩm phân hủy. Các sản phẩm nguyên khai được phát hiện, đại diện cho các phần khác nhau của tàn dư liên kết; 18% đối với Pyridilcacbonat. Hơn 50% đối với prometryn; 10% đối với atrazin, và chỉ thấy vết đối với nhiều thuốc BVTV khác như picloram; triallate và methylparathion.

Cơ chế lưu giữ các chất độc hữu cơ trong đất được giải thích bằng 2 quá trình: Hóa lý học và sinh học. Sự sai khác giữa 2 quá trình này được tiến hành bằng cách so sánh sự lưu giữ với mẫu đất có và không thanh trùng. Tốc độ của quá trình hóa-lý chỉ thay đổi trong thời gian ngắn (< 2 ngày), trong khi đó tốc độ lưu giữ sinh học tăng liên tục theo thời gian. Sự lưu giữ hóa lý được thực hiện qua 3 bước: hấp phụ; khuếch tán vào chất hữu cơ và phản ứng hóa học; sinh hóa học với chất hữu cơ.

b) Các phản ứng VSV

Nhiều hóa chất khi xâm nhập vào đất sẽ trở thành nguồn năng lượng đối với quần xã sinh vật đất. Một khi được cung cấp năng lượng, các quần thể đặc trưng phát triển nhanh về số lượng và hoạt tính sử dụng năng lượng. Những phân tử polyme lớn được chuyển đổi thành những đơn vị nhỏ hơn nhờ các enzyme ngoại bào và được sử dụng làm nguồn năng lượng và cuối cùng trở thành chất mùn đất có ảnh hưởng tới sự thể hiện và tính chất của các hóa chất nguy hại xâm nhập vào môi trường đất.

Sự chuyển hóa các hóa chất hữu cơ nguy hại trong môi trường đất là quá trình trao đổi chất vi sinh vật và là cơ chế chính. Bollag và Liu (1990) đã xác định 6 quá trình cơ bản xảy ra trong quá trình này. Đó là:

- Sự thoái hóa sinh học: Là quá trình mà trong đó các phân tử hữu cơ nguy hại đóng vai trò những cơ chất để tăng trưởng vi sinh vật;
- Chuyển hóa mạch (cometabolic): Là những chuyển hóa gồm sự thoái hóa các phân tử hữu cơ độc hại nhờ vi sinh vật;
- Polime hóa hoặc tiếp hợp là quá trình mà trong đó những phân tử hữu cơ nguy hại bị biến đổi vi sinh vật nhờ những phản ứng ôxy hóa kép dẫn đến việc đưa thêm những chất lạ vào thành phần chất hữu cơ đất;
- Sự tích lũy vi sinh: Là sự chuyển hóa phụ bởi vi sinh vật ,nó tác động đến trạng thái các hóa chất hữu cơ nguy hại trong môi trường đất. Tốc độ tích lũy phụ thuộc vào những tính chất của vi sinh vật và của các chất hữu cơ nguy hại.
- Sự chuyển hóa các chất hữu cơ nguy hại không có sự tham gia của enzyme là kết quả hoạt tính vi sinh vật;
- Các phản ứng ôxy hóa là quan trọng nhất trong các quá trình chuyển hóa có sự tham gia của một nhóm enzyme ôxy hóa như Peroxidaza; lactaza; các oxidaza. Những phản ứng ôxy hóa chính được trình bày ở Bảng 24.

Bảng 24. Các phản ứng ôxy hóa trong chuyển hóa chất hữu cơ nguy hại bởi vi sinh vật (Bollag, 1990)

Hydroxin hóa	$RCH \rightarrow RCOH$ $ArH \rightarrow ArOH$
Khử ankyl hóa nitơ	$RNCH_2CH_3 \rightarrow RNH + CH_3CHO$ $ArNRR' \rightarrow ArNH_2$
Ôxy hóa	$ArO(CH_2)_nCH_2CH_2COOH \rightarrow ArO(CH_2)_nCOOH$
Khử cacbôxyl hóa	$RCOOH \rightarrow RH + CO_2$ $ArCOOH \rightarrow ArH + CO_2$ $ArCH_2COOH \rightarrow Ar_2CH_2 + CO_2$
Phân cắt ête	$ROCH_2R' \rightarrow ROH + R'CHO$ $ArOCH_2R' \rightarrow ArOH + R'CHO$
Epoxit hóa	$RCH = CHR' \rightarrow \begin{array}{c} O \\ \diagup \quad \diagdown \\ RCH - CHR' \end{array}$
Ôxy hóa kép	$ArOH \rightarrow (Ar)_2(OH)_2$
Sunfat hóa	$RSR' \rightarrow RS(O)R'' \text{ hoặc } RS(O)_2R'$ R = gốc hữu cơ; Ar - gốc nhân thơm

Những phản ứng khử do vi sinh vật xúc tác bao gồm sự khử các nhóm nitro và các liên kết đôi, liên kết ba, sự khử sulfoxit và khử halogen khử (Bảng 25).

Sự khử nhóm nitro tới amin bao gồm những thành tạo trung gian của nitraza và các nhóm hydroxyamin.

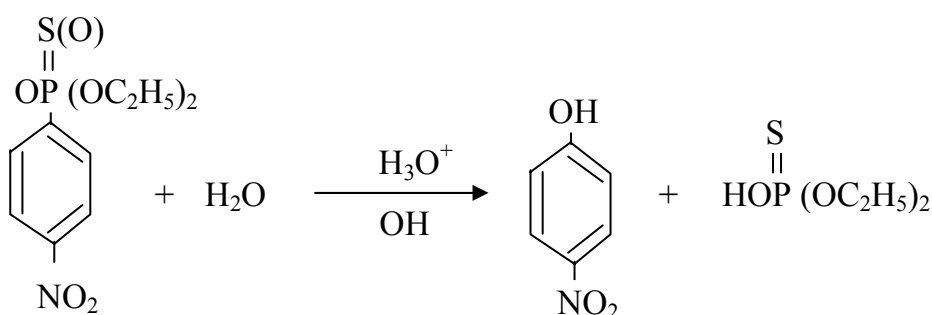
Bảng 25. Các phản ứng khử và thủy phân những chất hữu cơ nguy hại có vi sinh vật tham gia

Khử nhóm nitro:	$RNO_2 \rightarrow ROH$ $RNO_2 \rightarrow RNH_2$
Khử liên kết nối đôi hoặc nối ba	$Ar_2C = CH_2 \rightarrow Ar_2CHCH_3$ $RC \equiv CH \rightarrow RCH = CH_2$
Khử sulfoxit	$RS(O)R' \rightarrow RSR'$
Khử halogen hóa khử	$Ar_2CHCCl_3 \rightarrow Ar_2CHCHCl_2$
Thủy phân ête	$ROR' + H_2O \rightarrow ROH + R'OH$
Thủy phân este	$RC(O)OR' + H_2O \rightarrow RC(O)OH + R'OH$
Thủy phân este - photpho	$(RO)_2P(O)OR' + H_2O \rightarrow (RO)_2P(O)OH + R'OH$
Thủy phân axit	$RC(O)NR'R'' + H_2O \rightarrow RC(O)OH + HNR'R''$
Thủy phân khử halogen	$RCl + H_2O \rightarrow ROH + HCl$
	R = gốc hữu cơ; Ar = gốc nhân thơm

Những phản ứng tổng hợp xảy ra do ảnh hưởng của hoạt tính vi sinh vật, khi những hóa chất hữu cơ độc hại bị liên kết hoặc liên kết trong những hợp chất hữu cơ tự nhiên có sẵn trong môi trường đất. Bollag (1990) chia các phản ứng tổng hợp thành: các phản ứng kết hợp như metyl hóa và axetyl hóa thường xảy ra trong trao đổi chất vi sinh vật với các chất lạ. Các phenolôxydaza và peroxidaza của vi sinh vật xúc tác những chuyển hóa các hợp chất anilic hoặc phenolic thành những sản phẩm polime.

Ví dụ:

Đa số thuốc trừ sâu photpho hữu cơ đều thủy phân, sự tồn dư của chúng trong nước tự nhiên có thể kiểm soát được nhờ các lực hóa học hơn là nhờ hoạt tính sinh học. Tốc độ thủy phân parathion phụ thuộc vào pH, nghĩa là phản ứng được xúc tác bởi ion hydronium (H_3O^+) hoặc hydroxit (OH^-).

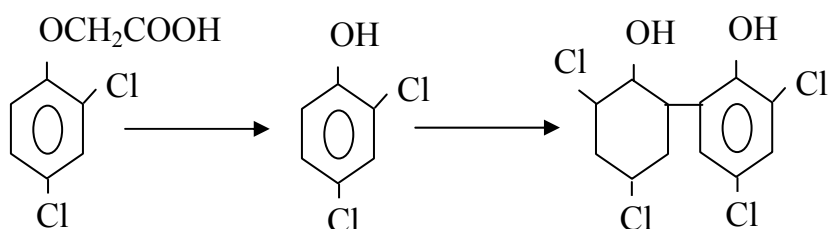


Goma và Faust (1971) cho biết, nhìn chung ở 200°C sự thủy phân parathion tăng tương đối nhanh so với thủy phân paraoxon ở pH = 9 và 5 lần nhanh hơn ở pH = 10,4.

Như vậy, sự thủy phân parathion không chỉ là quá trình phi sinh học mà còn là quá trình men hóa.

Các phản ứng oxy hóa trong biến đổi thuốc trừ sâu bởi vi sinh vật cũng được nghiên cứu. Sự phân hủy thuốc trừ sâu 2,4D là một ví dụ. 2,4D bị phân hủy tới 2,4 diclorophenol, chất này có thể bị oxy hóa gấp 2 lần nhờ enzyme phenolôxydaza xúc tác. Minard (1981) cho biết, lactaza được phân lập từ nấm đất *Rhizoctonia praticola* polime hóa 2,4 diclorophenol và các sản phẩm phức tạp hơn.

Trong nghiên cứu này cũng đã khẳng định phenol của thuốc trừ sâu trải qua sự tạo thành các sản phẩm trung gian với những cấu tử mìn phenol như axit syringic; axit vanilic và vanilin.



Theo tính toán, liều lượng trung bình có thể làm chết người trong 1 lần tiếp xúc qua đường ăn uống là 0,05-0,07 ppm. Nhưng điều nguy hại là tác động tích lũy và kéo dài trong nhiều năm của Dioxin ở nồng độ rất thấp. Theo quy định của WHO thì liều lượng tối đa cho phép đối với người là 1-4 pg/kg ngày đêm, nghĩa là một người có cân nặng 50 kg trong một ngày đêm chỉ cho phép một liều lượng rất nhỏ là 50-200 pg (tức 50-200 phần nghìn tỷ gam). Dioxin được coi là chất độc bậc nhất vì nó gây tác hại ở liều lượng rất thấp, gây ra ung thư dị dạng và có tác động di truyền đến các thế hệ sau, làm tăng tác hại của phóng xạ và chất độc. Diôxin cũng tác động đến hệ thống miễn dịch và do đó làm tăng tần suất mắc bệnh của những người bị nhiễm. Ngưỡng cho phép của Dioxin trong môi trường đất và trầm tích ở một số nước công nghiệp tiên tiến như ở Bảng 26.

Bảng 26. Ngưỡng cho phép của Dioxin

TT	Đối tượng	Đơn vị	Mỹ	Đức	Italia	Hà Lan	Nga
1	Trầm tích đáy	ng/kg	-	10	-	-	9
2	Đất	ng/kg					
	- Nông nghiệp		27	< 5	10	10	10
	- Phi NN		1.000	-	50	-	-
	- Khu CN		-	-	250	-	-

Theo số liệu của A.H. Westing và các nhà khoa học trong hội thảo Quốc tế tại Tp. HCM năm 1983 ước tính có 170 kg Dioxin được rải xuống miền Nam Việt Nam với mật độ trung bình khoảng 25 pg/g đất, một số nhà khoa học khác cho là trên 500 kg, thậm chí trên 2.000 kg. Sau khi phun rải chất độc, quân đội Mỹ còn thả bom napalm làm cháy rụi rừng, dưới tác động của nhiệt độ cao, chất độc diệt cây tạo thành Dioxin thứ cấp và do đó làm tăng khối lượng Dioxin ô nhiễm môi trường đất nước.

3. Ảnh hưởng của CDHH đối với sự phân bố số lượng của VSV đất

Kết quả nghiên cứu của Nguyễn Xuân Quýnh (2005), cho thấy:

- Các mẫu đất đối chứng lấy tại Cát Tiên có số lượng VK cao hơn nhiều so với các mẫu lấy tại lâm trường Mã Đà (dao động từ $1,12 \times 10^7$ đến $5,2 \times 10^7$ CFU/g đất). Kết quả nhuộm gram và quan sát dưới kính hiển vi cho thấy trong các mẫu đất thu thập từ Cát Tiên gặp cả các tế bào hình que lẫn hình cầu, cả gram âm lẫn gram dương.
- Trong khi đó các mẫu đất lấy tại lâm trường Mã Đà, nơi đã từng bị quân đội Mỹ rải CDHH, có số lượng VK gram âm, hình que ngắn chiếm ưu thế. Ngoài ra cũng gặp một số dạng trực khuẩn gram dương.

Hoàng Anh Cung [2] đã làm thí nghiệm trong chậu vại và trên đồng ruộng về việc xử lý từ 1-20 kg/ha vào các giai đoạn sinh trưởng của cây lúa cho thấy:

- Dùng 1 kg/ha 2-4-5T phun lên lúa giai đoạn lúa 3 lá và khi lúa đẻ đã hạn chế cỏ lá rộng, cỏ năn, cỏ lác, lúa không bị ảnh hưởng.
- Phun 5 kg/ha giai đoạn lúa 3 lá và lúa đẻ, bộ lá bị vàng kéo dài, phục hồi chậm. Rễ biến đổi sang màu nâu, phát sinh nhiều rễ phụ.
- Phun 10 kg/ha giai đoạn lúa 3 lá và lúa đẻ, gốc lúa phình to thân eo thắt và cong, lúa vàng nặng, không hồi phục.
- Phun 20 kg/ha bất kỳ ở giai đoạn nào cây lúa cũng bị hại. Rễ bị đen và thối, sau 1 tuần thì lụi.

- Phun từ 5-10 kg/ha, sức đề bị giảm sút, thời gian sinh trưởng kéo dài, năng suất giảm từ 40-80%, phun 20 kg hoàn toàn không có thu hoạch.

Đối với VSV đất:

- Phun ở liều lượng 1 kg/ha 2-4-5T đã làm giảm hoạt động của VSV tổng số hiếu khí trong đất và hồi phục sau 75 ngày.
- Phun 20 kg/ha thì 7 tháng sau vẫn chưa hồi phục.

Theo Chkanhikov D.I., thì chất 2,4,5-T khác với 2,4-D bởi khả năng tồn tại lâu trong MT đất. Điều này được giải thích là trong thiên nhiên không có các VK có khả năng phá hủy 2,4,5-T và sử dụng nó như là nguồn cacbon duy nhất. Để giải thích sự phân hủy chất diệt cỏ trong đất người ta cho rằng, khi nó bị biến đổi thì hình thành 2,4,5-T, chất này có thể bị bay hơi vào không khí. Song gần đây người ta cho rằng sự phá hủy 2,4,5-T và các phenoxy axit có 3 clo khác xảy ra trong những điều kiện cộng sinh và đồng chuyển hóa. Chính những điều kiện này có trong những vùng đất canh tác. Chỉ cần cây đồng thời *Pseudomonas sp.* và *Achromobacter sp.* cũng đủ để phá hủy được 2,4,5-T thành khí CO₂, nước và ion clo, mặc dù riêng *Pseudomonas* hoặc *Achromobacter* tự nó không thể sử dụng cacbon trong nhân vòng của chất diệt cỏ này. Như vậy, trong đất có nhiều VK sống, nhất là ở đất giàu chất hữu cơ, có tất cả các điều kiện phân hủy khá nhanh cả 2,4-D lẫn 2,4,5-T thành các sản phẩm không độc (Paul J. Zinke UBQG, 2000).

VI. Giải pháp khắc phục và đề xuất ngưỡng Dioxin trong đất Việt Nam

1. Giải pháp khắc phục

Theo Tổ chức Y tế Thế giới (WHO), trong báo cáo vào năm 1998, thì trên 90% lượng chất Dioxin đi vào cơ thể là qua con đường ăn uống như: rau quả, thực phẩm và đất bẩn nhiễm Dioxin. Thông qua thông số đặc trưng thường được sử dụng là TDI (Biểu thị liều lượng cho phép con người có thể tiếp nhận vào hàng ngày) tức là tại giá trị đó bắt đầu có thể gây hại cho con người. Thông số này được xác định bằng phương pháp đánh giá rủi ro, thiết lập mối quan hệ giữa lượng độc chất vào cơ thể và rủi ro (thông qua nguy cơ gây ung thư).

Hướng dẫn về đánh giá rủi ro được Cơ quan Bảo vệ Môi trường của Hoa Kỳ (US EPA) đưa ra gồm các bước sau:

a. Xác định tính độc

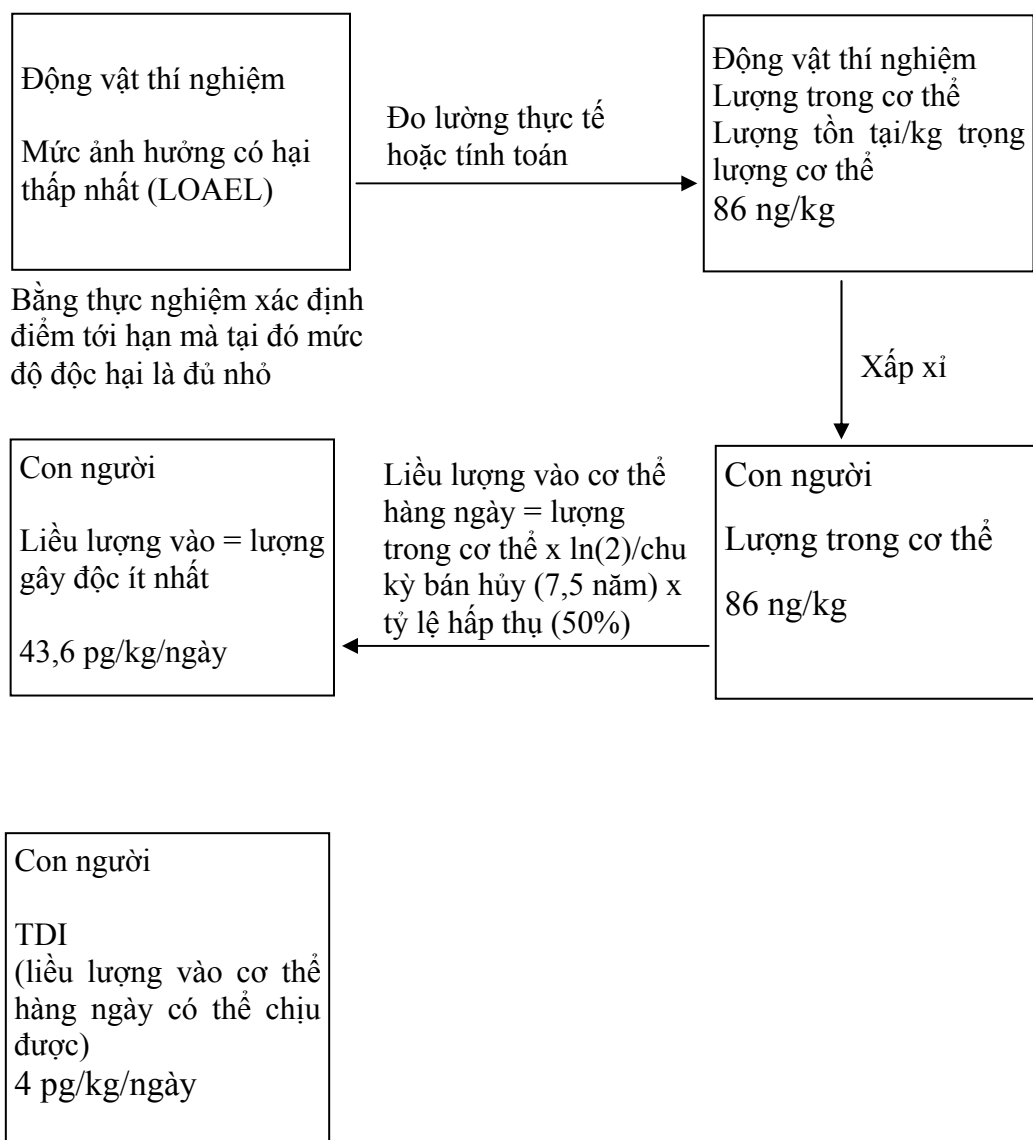
- Xác định mức độc hại;
- Nghiên cứu thực nghiệm trong thời gian ngắn;
- Nghiên cứu thực nghiệm trong thời gian dài trên động vật;

– Nghiên cứu trên con người.

b. Đánh giá liều lượng - phản ứng, sự phơi nhiễm và mô phỏng sự rủi ro

– Đánh giá liều lượng phản ứng;

– Đánh giá sự phơi nhiễm.



Hình 6. Sơ đồ mô phỏng việc thiết lập thông số liều lượng vào cơ thể hàng ngày có thể chịu được (TDI) sử dụng tải lượng trong cơ thể

Thông số TDI được thiết lập bởi một số quốc gia và tổ chức quốc tế, tham khảo trong Bảng 27:

Bảng 27. Thông số TDI của một số quốc gia và tổ chức quốc tế

Quốc gia hoặc tổ chức sức khỏe cộng đồng	Hướng dẫn
Nhật Bản	10 pg TEQ/kg trong lượng cơ thể/ngày
Ủy ban Thường thực Châu Âu	14 pg TEQ/kg trọng lượng cơ thể/tuần; chuyển đổi: 2 pg TEQ/kg trọng lượng cơ thể/ngày
Canada	4 pg TEQ/kg trong lượng cơ thể/ngày
Những nước Nordic	1 pg TEQ/ kg trong lượng cơ thể/ngày
Cục Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (US EPA)	0,001 pg TEQ/ kg trong lượng cơ thể/ngày
Tổ chức Nông lương của LHQ (FAO)	70 pg TEQ/ kg trong lượng cơ thể/ngày

c. Giới thiệu về tiêu chuẩn Dioxin trong đất một số nước trên thế giới.

Tiêu chuẩn hiện tại về Dioxin trong đất của một số nước trên thế giới được thể hiện ở Bảng 28.

Bảng 28. Tóm tắt tiêu chuẩn Dioxin của một số nước

Quốc gia	Tiêu chuẩn đất dân cư	Chú giải
New Zealand	1.500 ng I-TEQ/kg	Tiêu chuẩn hiện tại, được thiết lập trên cơ sở hướng dẫn xử lý chế biến gỗ, là giá trị mang tính tạm thời (Bộ Môi trường và Bộ Y tế, 1997)
Liên bang Đức	1.000 ng I-TEQ/kg	Là "giá trị hành động" được nêu trong Pháp lệnh bảo vệ đất và các khu vực ô nhiễm
Nhật Bản	1.000 ng I-TEQ/kg	Tiêu chuẩn chất lượng môi trường dưới Luật liên quan tới biện pháp đặc biệt chống lại Dioxin
Canada	4 ng I-TEQ/kg	Được thiết lập dựa trên nồng độ Dioxin ở môi trường nền, không căn cứ từ ảnh hưởng của Dioxin
Cục Bảo vệ Môi trường Mỹ (US EPA)	1.000 ng I-TEQ/kg	Mức độ ngăn ngừa đối với 2,3,7,8-TCDD (US EPA R6, 2001)
Vùng 6 thuộc Cục Bảo vệ Môi trường Mỹ	39 ng I-TEQ/kg	

Quốc gia	Tiêu chuẩn đất dân cư	Chú giải
Vùng 9 thuộc Cục Bảo vệ Môi trường Mỹ	39 ng I-TEQ/kg	Tiêu chuẩn đối với những tiếp xúc trực tiếp, căn cứ từ hệ số rủi ro gây ung thư là 1:100.000 (DEQ, 1998)
Cục Tiêu chuẩn Chất lượng Môi trường Bang Michigan	90 ng I-TEQ/kg	Tiêu chuẩn đối với những tiếp xúc trực tiếp, căn cứ từ hệ số rủi ro gây ung thư là 1:100.000
Cơ quan Y tế Cộng đồng – Cục Quản lý Chất độc và Thống kê Bệnh tật	≤ 50 ng I-TEQ/kg $> 50 - < 1.000$ ng I-TEQ/kg ≥ 1.000 ng I-TEQ/kg	Mức cần ngăn ngừa Mức cần đánh giá Mức cần hành động (ATDR, 1998)

2. Đề xuất tiêu chuẩn Dioxin trong môi trường đất ở Việt Nam

Dựa vào kết quả nghiên cứu từ Nhật Bản, Mỹ và những quy định hiện hành của những nước này, trong đó đặc biệt dựa trên những tổng hợp kết quả đã nghiên cứu về độc học và dịch tễ học có liên quan đến TCDD và sự phơi nhiễm tiềm ẩn trong môi trường đất, Nguyễn Tiên Dũng (2005) đã đề xuất tiêu chuẩn tạm thời Dioxin trong đất ở Việt Nam và các biện pháp xử lý tương ứng nhằm ngăn ngừa ảnh hưởng của chất độc lên sức khỏe cộng đồng.

Mức 1: Mức giới hạn cho phép hàm lượng Dioxin trong khu dân cư là < 50 (ng TEQ/kg) và mức $= 50$ (ng TEQ/kg) là mức cần ngăn ngừa. Tại mức này cần xem xét và đánh giá lại một cách định lượng các mẫu đất đối với từng vùng cụ thể và so sánh với giới hạn cho phép hàm lượng Dioxin, đồng thời có sự quan tâm nhiều tới sức khỏe cộng đồng cũng như các mối liên kết với các độc tố khác có trong vùng ngoài Dioxin.

Mức 2: Mức giới hạn hàm lượng Dioxin từ > 50 đến < 1.000 (ng TEQ/kg) là mức cảnh báo. Với mức này là bước cần xác định con đường dẫn tới sự phơi nhiễm tiềm ẩn, cụ thể xác định mức độ nghiêm trọng, mức độ tin cậy và quá trình phơi nhiễm ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng dân cư. Phạm vi giới hạn phơi nhiễm tại mức này được tính từ hàm lượng Dioxin trong đất từ trên 50 ppt tới gần 1 ppb TEQ và do đó, khi xử lý các chuyên gia y tế phải trả lời được các câu hỏi sau đây:

- Phạm vi của nhiễm độc như thế nào?
- Việc nhiễm này cô lập hay lan rộng?
- Việc nhiễm này ở lớp đất bề mặt hay các khu dễ tiếp cận với trẻ em hay người lớn? Có khu trồng trọt hay không?

- Tại điểm này, việc phơi nhiễm có chắc chắn xảy ra thường xuyên hay không? (Cụ thể hàng ngày, hàng tháng, hàng năm hay cả cuộc đời)

Mức 3: Mức giới hạn hàm lượng Dioxin ≥ 1.000 (ng TEQ/kg) đây được gọi là "điểm nóng" và là mức cần có biện pháp xử lý, loại bỏ và di dời dân ra khỏi vùng ô nhiễm nặng. Trong trường hợp này, các hoạt động y tế cần phải tiến hành ngay, cụ thể là giám sát, điều tra, nghiên cứu sức khỏe, giáo dục cộng đồng, điều tra phơi nhiễm, đồng thời đánh giá, khoanh vùng khu vực ô nhiễm để tìm biện pháp xử lý, tẩy độc hoặc di dời dân ra khỏi khu vực bị ô nhiễm nặng ("điểm nóng") nhằm ngăn ngừa phơi nhiễm ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng dân cư.

Như vậy, đề xuất tạm thời giới hạn tiêu chuẩn cho phép Dioxin trong đất khu vực dân cư có giá trị về bảo vệ sức khỏe cộng đồng và phối hợp chặt chẽ với các thông tin khác về nguy cơ phơi nhiễm từ đất cư trú và các trường hợp phơi nhiễm cư trú. Chúng ta ghi nhận giá trị (TEQ) < 50 ppt (0,05 ppb) $> 0,05$ ppb nhưng < 1 ppb và > 1 ppb ở đất cư trú, là các giá trị hướng dẫn nhằm bảo vệ sức khỏe cộng đồng dân cư, đề ra những biện pháp làm sạch môi trường khu ô nhiễm Dioxin trong đất cư trú tại những khu vực cụ thể như các "điểm nóng" ở các sân bay: Biên Hòa, Đà Nẵng, Phù Cát, A So...

Tổ chức Y tế thế giới (WHO) và Chương trình Quốc tế về Nguồn An toàn Hóa học (Ahlborg cùng cộng sự, 1994) và nhiều nhóm nghiên cứu khác xác định chất gây nhiễm và nguy cơ tiềm ẩn đối với sức khỏe con người có liên quan tại các khu ô nhiễm nghiêm trọng Dioxin. Trong đó, có nêu về giới hạn hàm lượng 50 ppt (0,05 ppb) TCDD, tương đồng với 50 ppt (0,05 ppb) TEQ phơi nhiễm từ đất. Lượng hóa chất được coi là ngưỡng xảy ra phơi nhiễm là 1 ppb TCDD trong đất cư trú (do Kimbrough và cộng sự đề xuất năm 1984).

VII. Các biện pháp xử lý Dioxin trong môi trường đất

Các nhà khoa học thế giới đã nghiên cứu nhiều biện pháp xử lý Dioxin như: Phân hủy nhiệt bằng lò đốt có nhiệt độ lớn hơn 1.200°C , sử dụng các tác nhân hóa học để phân hủy, declo hóa và oxy hóa với sự có mặt của các chất xúc tác, phân hủy bằng sinh vật, chôn lấp có kiểm soát...

Trong thời gian qua, nhiều nhà khoa học Việt Nam đã tập trung nghiên cứu một số phương pháp chính tẩy độc Dioxin sau đây:

- Phương pháp quang hóa;
- Phương pháp hóa học;
- Phương pháp sinh học;

- Phương pháp cô lập.

1. Phương pháp quang hóa

Nguyên lý của phương pháp này là dưới tác động của tia cực tím, hoặc tia Gama hoặc ánh sáng mặt trời, trong phân tử PCDD và PCDF xảy ra hiện tượng Declo hóa. Kết quả là một hoặc vài nguyên tử clo bị bật ra khỏi phân tử PCDD và PCDF, tạo ra hỗn hợp đồng phân có tính độc khác nhau và cho ta sản phẩm ít hoặc không độc.

Kết quả nghiên cứu quang phân hủy Dioxin trong đất cho thấy:

- Dưới tác động của ánh sáng mặt trời đã xảy ra quá trình quang phân hủy Dioxin trong đất. Sản phẩm của quá trình này là các hợp chất có số nguyên tử clo ít hơn và độc tính cũng giảm đi.
- Quá trình quang phân hủy có hiệu quả trên lớp đất mặt. Năng lượng bức xạ bị giảm nhanh qua lớp bề mặt và không còn khả năng quang hóa ở lớp đất sâu.

2. Phương pháp hóa học

Có thể sử dụng các tác nhân hóa học khác nhau để phân hủy Dioxin: Thủy phân bằng các chất kiềm như Natri Polyetylenglycolat. Declo hóa và Oxy hóa dùng để phân hủy Dioxin.

3. Phản ứng Declo hóa (khử clo)

Quá trình Declo hóa dựa trên phản ứng của PCDD//PCDF với hydro. Việc thay thế Clo trong phân tử Dioxin bằng Hydro sẽ tạo ra những hợp chất ít độc.

Hiệu suất phản ứng Declo hóa không chỉ phụ thuộc vào lượng tác nhân Hydro hóa và xúc tác mà còn phụ thuộc vào thời gian phản ứng. Hiệu suất Declo hóa cao nhất thu được là: 94%.

4. Phản ứng ôxy hóa

Quá trình ôxy hóa Dioxin được tiến hành với việc sử dụng các tác nhân oxy hóa như: Bicromat, Permanganat, Hydroperoxyt, Ozon...

Từ kết quả nghiên cứu thực tế cho thấy để tăng cường hiệu quả phân hủy Dioxin, cần thực hiện quá trình kết hợp phản ứng Declo hóa rồi tiếp nối là phản ứng ôxy hóa với sự tham gia của các chất xúc tác thích hợp.

Kết quả nghiên cứu trong phòng thí nghiệm cho thấy hiệu quả phân hủy Dioxin đạt 95-99%. Hiệu quả tiêu độc ngoài thực địa được tiến hành trên quy mô thử nghiệm đạt khoảng 90-95%.

Phương pháp hóa học bao gồm các quá trình Declo hóa rồi ôxy hóa là một giải pháp khả thi để phân hủy đất nhiễm Dioxin, song có hạn chế là giá thành còn cao và đặc biệt là khó tránh khỏi ô nhiễm môi trường thứ cấp do sử dụng tác nhân hóa học.

5. Phương pháp sinh học

Phương pháp sinh học được ứng dụng để xử lý ô nhiễm môi trường nói chung và xử lý Dioxin nói riêng bao gồm các hướng sau:

- Tìm kiếm và phân lập những chủng vi sinh vật có khả năng hấp thụ các chất ô nhiễm từ môi trường.
- Nuôi cấy và phát triển các chủng vi sinh vật có khả năng phân hủy các chất ô nhiễm.

Việt Nam đã triển khai nghiên cứu thử nghiệm việc phân hủy Dioxin trong đất nhiễm độc bằng phương pháp sinh học trên cơ sở kích thích vi sinh vật bản địa phát triển để tăng cường khả năng phân hủy chất độc. Kết quả bước đầu cho thấy vi sinh vật có khả năng phân hủy từ 43-53% Dioxin trong thời gian từ 6 tháng đến 9 tháng. Điều này mở ra triển vọng việc áp dụng phương pháp sinh học kết hợp với các phương pháp khác như phương pháp cô lập để xử lý Dioxin.

6. Phương pháp cô lập

Cho đến nay phương pháp chôn lấp cô lập vẫn được công nhận là phương pháp chủ yếu để xử lý đất ô nhiễm Dioxin và được nhiều nước trên thế giới ứng dụng như: Italia, Mỹ, Hà Lan...

Từ các giải pháp đã trình bày trên, có hai giải pháp khả thi để xử lý những khu vực ô nhiễm nặng chất Đa cam/Dioxin ở sân bay là:

- + *Cô lập triệt để*: Phương pháp này sử dụng vật liệu cách ly DHPE và vật liệu lọc ENVIROMAT để cô lập đất ô nhiễm Dioxin. Phương pháp này cho phép cách ly hoàn toàn chất độc Dioxin với môi trường.
- + *Cô lập tích cực*: Giải pháp này là sự kết hợp phương pháp cô lập với phương pháp sinh học. Như vậy, trong quá trình chôn lấp, chất độc vẫn được phân hủy bởi các vi sinh vật. Theo thời gian, nồng độ chất độc sẽ giảm dần và có thể giảm đến nồng độ ngưỡng Dioxin cho phép trong đất.

Giải pháp này khả thi nhất do chi phí thấp đồng thời cũng đòi hỏi công nghệ và các thiết bị phức tạp nhất.

Khả năng sử dụng VSV để phân giải 2,4-D:

Ngoài các kết quả nghiên cứu về việc sử dụng VSV để phân giải CDHH của các tác giả khác, trong nghiên cứu này, chúng tôi đã xác định phân giải 2,4-D của hai chủng H3 và D2 thu được ở Mã Đà được trình bày ở Bảng 29, nồng độ 2,4-D ban đầu trong dịch nuôi là 250 mg/l.

Bảng 29. Khả năng phân giải 2,4-D bởi vi sinh vật

STT	Chủng	Hàm lượng 2,4-D còn lại trong dịch nuôi, mg/l	Hàm lượng 2,4-D đã được chuyển hóa, mg/l	%
1	H3	39,0	211,0	84,40
2	D2	52,0	198,0	79,20

Trong số 16 chủng thí nghiệm thì 2 chủng (H3 và D2) có khả năng chuyển hóa 2,4-D với hiệu suất > 70%. Các chủng này được chọn ra để xác định các đặc điểm sinh lý, sinh hóa cần thiết cho việc định loại.

VIII. Đề xuất ngưỡng Dioxin cho đất Việt Nam

Căn cứ vào ngưỡng cho phép hàm lượng Dioxin trong đất của các nước công nghiệp phát triển trên Thế giới, Nguyễn Tiến Dũng (2005) đề xuất ngưỡng Dioxin trong đất ở Việt Nam và các biện pháp tẩy độc tương ứng như sau:

Mức 1: Mức giới hạn cho phép hàm lượng Dioxin trong khu dân cư là < 50 (ng TEQ/kg và mức = 50 (ng TEQ/kg) là mức cần ngăn ngừa.

Mức 2: Mức giới hạn hàm lượng Dioxin từ > 50 đến < 1.000 (ng TEQ/kg) là mức cảnh báo, cần thiết phải điều tra đánh giá tổng thể.

Mức 3: Mức giới hạn hàm lượng Dioxin từ \geq 1.000 (ng TEQ/kg) đây được gọi là "điểm nóng" và là mức cần có biện pháp xử lý, loại bỏ và di dời dân ra khỏi vùng ô nhiễm nặng.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Nguyễn Xuân Cự, 2000. Một số đặc trưng hóa học của đất feralit vàng đỏ và đất phù sa thung lũng A Lưới tỉnh Bình Trị Thiên. UB 10-80, Kỷ yếu công trình, quyển II, phần I.
2. Hoàng Anh Cung, 2000. Ảnh hưởng của 2-4-5T đến cây lúa và vi sinh vật trong đất lúa. UB 10-80, Kỷ yếu công trình, quyển II, phần I.
3. Hoàng Đình Cầu, 2000. Các hậu quả của chất diệt cỏ và phát quang trên thiên nhiên và con người. UB 10-80, Kỷ yếu công trình, Quyển II, phần một.
4. Chkanhikov D.I. Sự phân hủy của 2,4-D và 2,4,5-T trong cây cối và trong đất.
5. Nguyễn Tiến Dũng, 2004. Nghiên cứu xây dựng hệ thống thông tin phục vụ chương trình Quốc Gia khắc phục hậu quả CĐHH do Mỹ sử dụng trong chiến tranh ở Việt Nam. Báo cáo tổng kết đề tài.
6. Nguyễn Tiến Dũng, 2005. Nghiên cứu xác định mức độ ô nhiễm Dioxin trong đất vùng nhiễm chất độc da cam/Dioxin, cụ thể tại khu vực Biên Hòa, từng bước xây dựng và đề xuất ngưỡng phục vụ cho giải pháp khắc phục. Báo cáo tổng kết đề tài.
7. Lê Cao Đài, 1986. Xây dựng bản đồ những vùng bị rải chất độc hóa học trong chiến tranh Đông Dương lần thứ 2 (Hội thảo QG lần thứ 2 về hậu quả chiến tranh hóa học ở Việt Nam).
8. Phan Nguyên Hồng, 2000. Bước đầu nghiên cứu một số tính chất của đất và thực vật ngập mặn trong các vùng chịu tác động của chiến tranh hóa học ở mũi Cà Mau. Hội thảo Quốc tế về tác động lâu dài của chiến tranh hóa học ở Việt Nam.
9. Hoàng Văn Huây, Nguyễn Xuân Cự, 1983. Ảnh hưởng của chất độc hóa học lên một số tính chất hóa học của đất. Hội thảo Quốc tế về tác động lâu dài của chiến tranh hóa học ở Việt Nam. Tập II.
10. Nguyễn Đức Huệ, Đỗ Quang Huy, 2000. Nghiên cứu quang phân hủy Dioxin với sự có mặt của chất xúc tác bán dẫn. UB 10-80, Kỷ yếu công trình, quyển II, phần một
11. Lê Văn Khoa, 2004. Sinh thái và môi trường đất, NXB ĐHQG, Hà Nội.
12. Nguyễn Xuân Nét, 2001. Tổng quan về độ tồn lưu của Dioxin tại các khu vực đã nghiên cứu ở miền Nam Việt Nam.
13. Nguyễn Thanh Phúc, Thạch Thị Trinh, 1983. Về lượng tồn lưu của chất da cam, chất Xanh và các chất phân hủy của chúng trong đất ở miền Nam Việt Nam. Hội thảo Quốc tế về tác động lâu dài của chiến tranh hóa học ở Việt Nam, tập II.

14. Nguyễn Hưng Phúc, Thạch Thị Trinh, 1983. Về lượng tồn lưu của chất da cam, chất Xanh và các chất phân hủy của chúng trong đất ở miền Nam Việt Nam.
15. Hoàng Trọng Quỳnh, Nguyễn Văn Tường, 2002. Hiện trạng 2,3,7,8-TCDD trong thiên nhiên và con người Việt Nam, Báo cáo toàn văn các công trình khoa học tại Hội Nghị Khoa học Việt – Mỹ về Dioxin 3-6/3 2002, Hà Nội.
16. Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005. Báo cáo tổng kết đề tài: Đánh giá ảnh hưởng của chất độc hóa học và quá trình biến đổi các HST khu vực Mã Đà (Đồng Nai, Bình Phước, Bình Dương) và hồ Biên Hùng (Tp. Biên Hòa).
17. Lương Văn Thanh, 2004. Báo cáo: Đánh giá ảnh hưởng của CDHH đối với môi trường hồ Trị An - Đề xuất các giải pháp khắc phục.
18. UB Quốc gia điều tra hậu quả chiến tranh hóa học của Mỹ ở Việt Nam, 1983. Hội thảo Quốc tế về tác động lâu dài của chiến tranh hóa học ở VN (Tập II).
19. UBQG điều tra hậu quả CDHH dùng trong chiến tranh VN (UB 10-80), 2000. Hậu quả các chất hóa học đã sử dụng trong chiến tranh VN 1961-1971. Kỳ yếu công trình, Quyển II, phần một.
20. Carl Herlitz, Tobias Nordström, 2002. Consequences of Dioxin contamination during the Vietnam War, SIDA.
21. <http://library.thinkquest.org/C0110400/usr/www/tq>, 2006. Dioxin pollution soil.
22. <http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kouhou/env/e>. Measures against soil and Groundwater pollution.