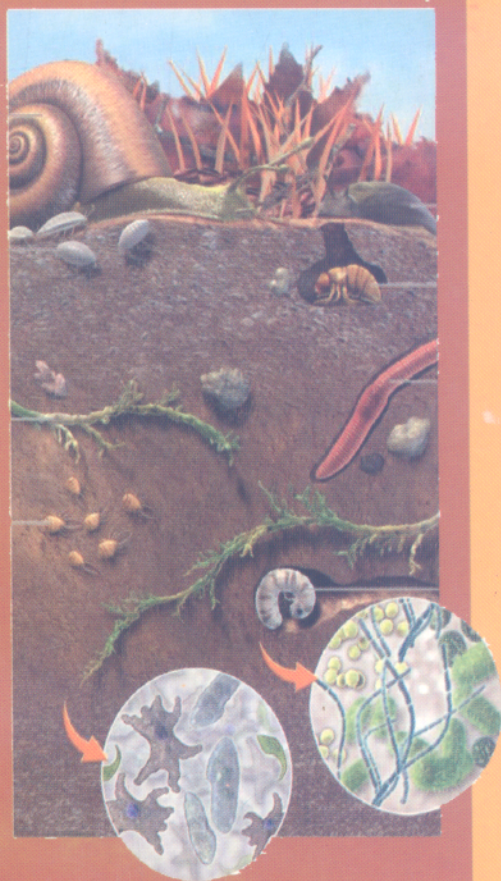
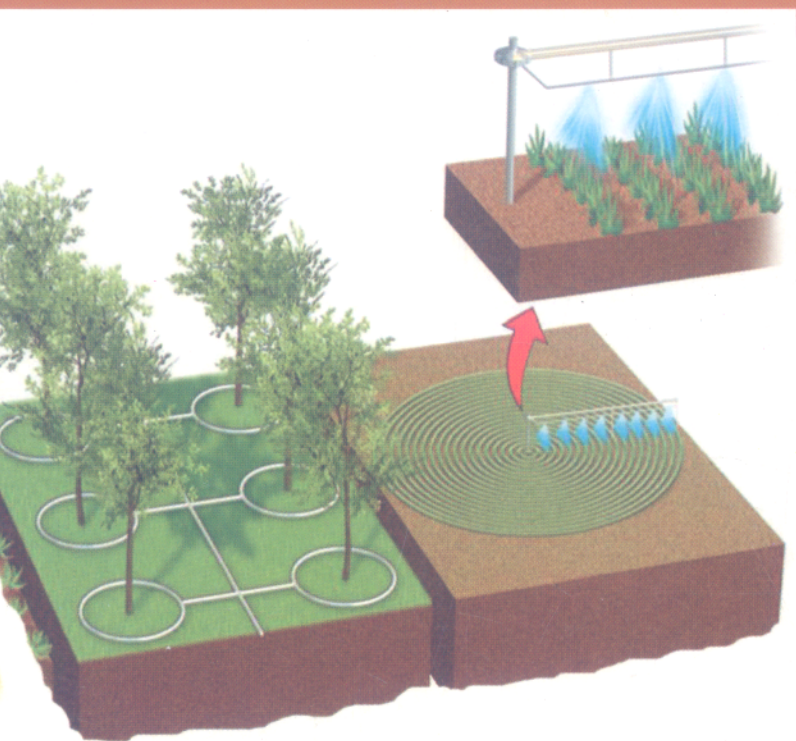


LÊ VĂN KHOA (Chủ biên)

NGUYỄN XUÂN CỰ - TRẦN THIÊN CƯỜNG - NGUYỄN ĐÌNH ĐÁP

# GIÁO TRÌNH Ô NHIỆM MÔI TRƯỜNG ĐẤT VÀ BIỆN PHÁP XỬ LÝ



NHÀ XUẤT BẢN GIÁO DỤC VIỆT NAM

LÊ VĂN KHOA (*Chủ biên*)  
NGUYỄN XUÂN CỤ – TRẦN THIÊN CƯỜNG – NGUYỄN ĐÌNH ĐÁP

GIÁO TRÌNH  
**Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT  
VÀ BIỆN PHÁP XỬ LÝ**

NHÀ XUẤT BẢN GIÁO DỤC VIỆT NAM



**Công ty Cổ phần Sách Đại học – Dạy nghề – Nhà xuất bản Giáo dục Việt Nam**  
**giữ quyền công bố tác phẩm**

---

195–2010/CXB/34–249/GD

Mã số: 7K840Y0 – DAI

# LỜI NÓI ĐẦU

Đất là một tài nguyên vô giá mà tự nhiên đã ban tặng cho con người để sinh tồn và phát triển. Trên quan điểm sinh thái và môi trường, đất là một nguồn tài nguyên tái tạo, một vật thể sống động, một "vật mang" của các hệ sinh thái tồn tại trên Trái Đất. Do đó, con người tác động vào đất cũng chính là tác động vào tất cả các hệ sinh thái mà đất đang "mang" trên mình nó. Đất là tư liệu sản xuất, là đối tượng lao động, là vật mang được đặc thù bởi tính chất độc đáo mà không vật thể tự nhiên nào có được – đó là độ phì nhiêu. Chính nhờ tính chất độc đáo này mà các hệ sinh thái đã và đang tồn tại, phát triển, kết trái và xét cho cùng, cuộc sống của loài người cũng phụ thuộc vào tính chất "độc đáo" này của đất.

Đất cùng với con người đã đồng hành qua các nền văn minh nông nghiệp khác nhau, từ nền nông nghiệp sơ khai vào buổi bình minh của loài người đến nền nông nghiệp được áp dụng các tiến bộ về khoa học và công nghệ cao như hiện nay.

Một thực tế hiển nhiên là con người được sinh ra trên mặt đất, sống và lớn lên nhờ vào đất, khi chết lại trở về với đất. Thế nhưng không ít người lại thờ ơ với đất, không hiểu đất quý giá như thế nào và vì sao chúng ta phải bảo vệ tài nguyên đất. Do đó nhiều vùng đất đai rộng lớn ở trung du và miền núi đã bị xói mòn, rửa trôi mất khả năng sản xuất. Nhiều vùng đất màu mỡ ở đồng bằng, ven đô thị, gần khu công nghiệp, làng nghề đã và đang bị ô nhiễm bởi phân bón hoá học, hoá chất bảo vệ thực vật và các chất thải nguy hại.

Bởi vậy, vấn đề đặt ra cho chúng ta là phải xem xét lại mối quan hệ của mình với tài nguyên đất, trên cơ sở đó có những giải pháp điều chỉnh các tác động đến đất trên quan điểm phát triển bền vững có cân nhắc tất cả các khía cạnh kinh tế, xã hội và MT.

Cuốn giáo trình "**Ô nhiễm môi trường đất và các biện pháp xử lý**" do GS. TS. Lê Văn Khoa làm chủ biên nhằm cung cấp cho giảng viên, sinh viên các trường đại học, cao đẳng và bạn đọc một cách hệ thống những kiến thức cơ bản, cập nhật về sinh thái – môi trường đất và các vấn đề về ô nhiễm môi trường đất trong bối cảnh của biến đổi khí hậu toàn cầu và tiến trình đẩy mạnh công nghiệp hoá, hiện đại hoá đất nước. Khi đề cập đến các vấn đề môi trường, thường đề cập tới 3 mức độ: ô nhiễm, suy thoái và sự cố. Nội dung chính của cuốn sách này chủ yếu đề cập đến các loại hình ô nhiễm, những nguyên nhân và hậu quả, các vấn đề về suy thoái môi trường đất chủ yếu là liệt kê, không đi sâu phân tích. Đặc biệt cuốn sách giới thiệu một cách có hệ thống những công nghệ truyền thống và hiện đại trong xử lý và cải tạo đất bị ô nhiễm. Đồng thời nhấn mạnh đến công nghệ xử lý đất ô nhiễm bằng các tác nhân sinh học – một viễn cảnh của tương lai do chi phí thấp, thân thiện với môi trường và đang nhận được sự quan tâm lớn của nhiều nhà khoa học trên thế giới.

Cuốn sách chắc chắn còn những sai sót, các tác giả rất mong nhận được những ý kiến đóng góp quý báu của các bạn đọc. Mọi ý kiến đóng góp xin gửi về Công ty Sách Đại học – Dạy nghề, Nhà xuất bản Giáo dục Việt Nam, 25 Hà Thuyên, Hà Nội.

**CÁC TÁC GIẢ**



## DANH MỤC CÁC CHỮ VIẾT TẮT

|         |                                                 |
|---------|-------------------------------------------------|
| BĐKH    | Biến đổi khí hậu                                |
| BVTV    | Bảo vệ thực vật                                 |
| CĐHH    | Chất độc hoá học                                |
| CPSH    | Chế phẩm sinh học                               |
| CTNH    | Chất thải nguy hại                              |
| CTYT    | Chất thải y tế                                  |
| ĐDSH    | Đa dạng sinh học                                |
| ĐBSH    | Đồng bằng sông Hồng                             |
| ĐBSCL   | Đồng bằng sông Cửu Long                         |
| ĐGRR    | Đánh giá rủi ro                                 |
| ĐGRRHC  | Đánh giá rủi ro hồi cố                          |
| ĐGRRDB  | Đánh giá rủi ro dự báo                          |
| ĐGRRMTĐ | Đánh giá rủi ro MT đất                          |
| ĐGRRSB  | Đánh giá rủi ro sơ bộ                           |
| ĐGRRCT  | Đánh giá rủi ro chi tiết                        |
| ECE     | ủy ban kinh tế Châu Âu                          |
| EDTA    | Tri lon B                                       |
| FAO     | Tổ chức Nông Lương Thế giới                     |
| HCBVTV  | Hoá chất bảo vệ thực vật                        |
| HST     | Hệ sinh thái                                    |
| HSTNN   | Hệ sinh thái nông nghiệp                        |
| HMH     | Hoang mạc hoá                                   |
| HOC     | Các hoá chất hữu cơ kỵ nước                     |
| IPM     | Quản lý sâu hại tổng hợp                        |
| IARC    | Cơ quan nghiên cứu ung thư Quốc tế              |
| IRTAP   | Công ước về nhiễm bẩn không khí xuyên biên giới |
| KLN     | Kim loại nặng                                   |
| MT      | Môi trường                                      |
| NLKH    | Nông lâm kết hợp                                |
| NOC     | Chất hữu cơ trung tính trong đất                |
| POP     | Chất hữu cơ bền vững gây ô nhiễm                |
| RAT     | Rau an toàn                                     |
| RRMT    | Rủi ro môi trường                               |
| SMH     | Sa mạc hoá                                      |
| TCCP    | Tiêu chuẩn cho phép                             |
| TCVN    | Tiêu chuẩn Việt Nam                             |
| UNEP    | Chương trình môi trường của Liên Hợp Quốc       |
| VK      | Vì khuẩn                                        |
| VSV     | Vi sinh vật                                     |
| VSATTP  | Vệ sinh an toàn thực phẩm                       |
| VOC     | Chất hữu cơ bay hơi                             |

## MỤC LỤC

|                                                                            |     |
|----------------------------------------------------------------------------|-----|
| <i>Lời nói đầu</i> .....                                                   | 3   |
| Danh mục các chữ viết tắt .....                                            | 4   |
| <b>Chương 1. ĐẤT VÀ QUÁ TRÌNH HÌNH THÀNH ĐẤT</b>                           |     |
| I– Khái niệm về đất .....                                                  | 7   |
| II– Quá trình hình thành đất .....                                         | 8   |
| III– Vai trò và chức năng của đất .....                                    | 12  |
| Tóm tắt chương 1 .....                                                     | 14  |
| Câu hỏi.....                                                               | 14  |
| <b>Chương 2. HỆ SINH THÁI ĐẤT VÀ QUÁ TRÌNH HÌNH THÀNH HỆ SINH THÁI ĐẤT</b> |     |
| I– Khái niệm về Hệ sinh thái.....                                          | 15  |
| II– Đất là một Hệ sinh thái.....                                           | 17  |
| III– Sự hình thành Hệ sinh thái đất .....                                  | 17  |
| IV– Cấu trúc của Hệ sinh thái đất .....                                    | 18  |
| Tóm tắt chương 2 .....                                                     | 19  |
| Câu hỏi.....                                                               | 19  |
| <b>Chương 3. CÁC THÀNH PHẦN CƠ BẢN CỦA MÔI TRƯỜNG ĐẤT</b>                  |     |
| I– Đất là một môi trường xốp.....                                          | 20  |
| II– Thành phần thể rắn của đất .....                                       | 21  |
| III– Thành phần thể lỏng của đất.....                                      | 32  |
| IV– Thành phần sinh học của đất.....                                       | 35  |
| V– Thành phần khí của môi trường đất .....                                 | 48  |
| Tóm tắt chương 3 .....                                                     | 49  |
| Câu hỏi.....                                                               | 49  |
| <b>Chương 4. CÁC VẤN ĐỀ VỀ MÔI TRƯỜNG ĐẤT</b>                              |     |
| I– Biến đổi khí hậu – Môi đe dọa đối với tài nguyên đất .....              | 50  |
| II– Các quá trình làm suy thoái môi trường đất.....                        | 58  |
| III– Ô nhiễm môi trường đất.....                                           | 79  |
| IV– Các tác nhân gây ô nhiễm môi trường đất .....                          | 80  |
| Tóm tắt chương 4 .....                                                     | 92  |
| Câu hỏi.....                                                               | 92  |
| <b>Chương 5. TÁC ĐỘNG CỦA HOẠT ĐỘNG NÔNG NGHIỆP ĐẾN MÔI TRƯỜNG ĐẤT</b>     |     |
| I– Sử dụng phân bón trong nông nghiệp.....                                 | 93  |
| II– Tác động của phân bón đến môi trường .....                             | 99  |
| III– Tác động của hoá chất BVTV đến môi trường đất.....                    | 103 |
| Tóm tắt chương 5 .....                                                     | 116 |
| Câu hỏi.....                                                               | 116 |

## **Chương 6. HOÁ CHẤT NGUY HẠI VÀ MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

|                                                                   |     |
|-------------------------------------------------------------------|-----|
| I- Khái quát về hoá chất nguy hại .....                           | 117 |
| II- Tác động của hoá chất nguy hại đến môi trường đất.....        | 121 |
| III- Tác động của chất độc da cam đến môi trường đất – nước ..... | 123 |
| Tóm tắt chương 6 .....                                            | 150 |
| Câu hỏi .....                                                     | 150 |

## **Chương 7. SỰ DI CHUYỂN CÁC CHẤT GÂY Ô NHIỄM TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

|                                                                                              |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| I Các dạng tồn tại của chất gây ô nhiễm môi trường đất.....                                  | 151 |
| II- Cơ chế phát sinh và phương thức chuyển hoá các chất ô nhiễm môi trường đất .....         | 154 |
| III- Sự di chuyển các chất ô nhiễm trong môi trường đất .....                                | 160 |
| IV- Tác động tương hỗ của dung dịch đất và chuyển hoá chất gây ô nhiễm .....                 | 165 |
| V Tác động của quá trình sinh học đến hành vi và di chuyển chất ô nhiễm hữu cơ nguy hại..... | 177 |
| Tóm tắt chương 7 .....                                                                       | 188 |
| Câu hỏi.....                                                                                 | 188 |

## **Chương 8. ĐÁNH GIÁ RỦI RO MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

### **VÀ CÁC BIỆN PHÁP XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

|                                                         |     |
|---------------------------------------------------------|-----|
| I- Đánh giá ô nhiễm đất về mặt hoá học và sinh học..... | 189 |
| II- Đánh giá rủi ro.....                                | 190 |
| III- Đánh giá rủi ro môi trường đất .....               | 198 |
| III- Các biện pháp xử lý ô nhiễm môi trường đất.....    | 204 |
| Tóm tắt chương 8 .....                                  | 247 |
| Câu hỏi .....                                           | 248 |
| Tài liệu tham khảo.....                                 | 249 |

## Chương 1

# ĐẤT VÀ QUÁ TRÌNH HÌNH THÀNH ĐẤT

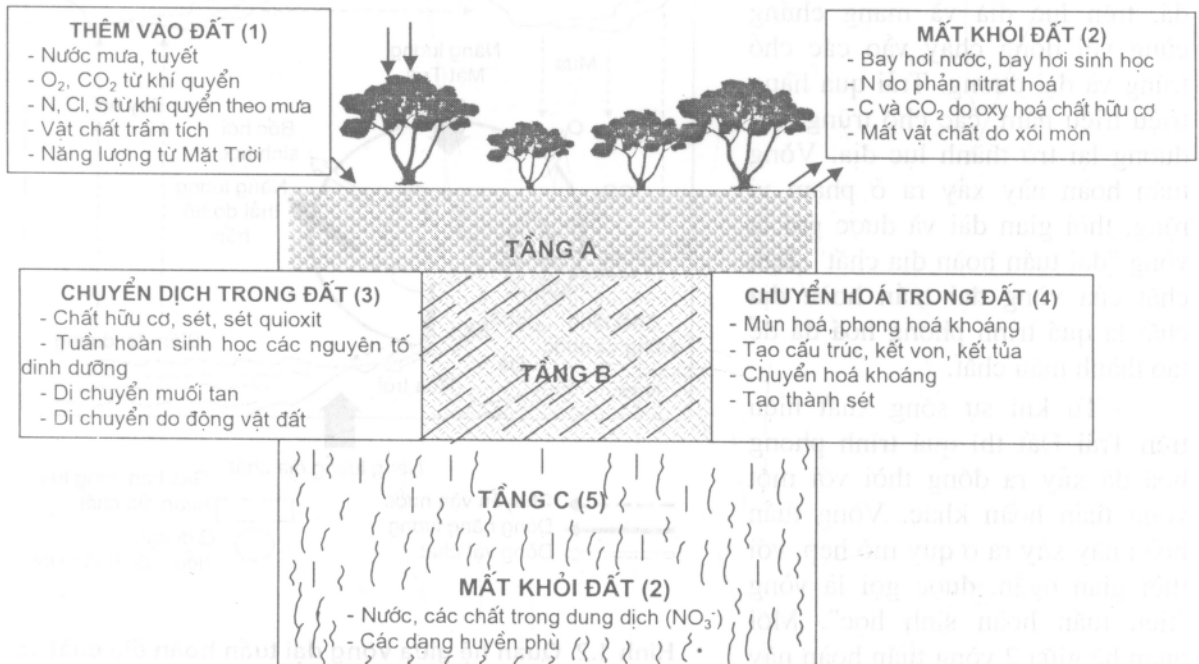
## I- KHÁI NIỆM VỀ ĐẤT

Cho tới nay đã có nhiều định nghĩa về đất, nhưng định nghĩa của Docutraev (1879), một nhà thổ nhưỡng học người Nga được thừa nhận rộng rãi nhất. Theo tác giả thì "Đất là vật thể tự nhiên được hình thành qua một thời gian dài do kết quả tác động tổng hợp của 5 yếu tố: đá mẹ, sinh vật, khí hậu, địa hình và thời gian". Đây là định nghĩa đầu tiên và cũng là định nghĩa phản ánh xác thực nguồn gốc hình thành đất. Các loại đá và khoáng cấu tạo nên vỏ Trái Đất dưới tác động của khí hậu, sinh vật, địa hình, trải qua một thời gian nhất định dần dần bị vụn nát và cùng với xác hữu cơ sinh ra đất. Sau này nhiều nhà nghiên cứu cho rằng cần bổ sung thêm một yếu tố đặc biệt quan trọng đó là con người. Chính con người khi tác động vào đất đã làm thay đổi nhiều tính chất đất và nhiều khi đã tạo ra một loại đất mới chưa từng có trong tự nhiên (ví dụ như đất trồng lúa nước,...). Nếu biểu thị định nghĩa này dưới dạng một công thức toán học thì ta có thể coi đất như là một hàm số theo thời gian của nhiều biến số, mà mỗi biến số là một yếu tố hình thành đất:

$$Đ = f(Đh, Đa, Sv, Kh, Nc, Ng)t$$

Trong đó: Đ: đất                      Đa: đá mẹ  
Sv: sinh vật                      Kh: khí hậu  
Đh: địa hình                      Nc: nước trong đất và nước ngầm  
t: thời gian                      Ng: hoạt động của con người

Người ta khẳng định đất là hệ thống hở mà trong đó có các quá trình tiếp nhận dòng đi vào và đi ra hoạt động (hình 1.1). Các hoạt động thêm vào đất, mất khỏi đất, chuyển dịch vị trí trong đất và hoạt động chuyển hoá trong đất xảy ra liên tục.



Hình 1.1. Các quá trình trong đất



Sự tạo thành đất từ đá xảy ra dưới tác dụng của hai quá trình diễn ra ở bề mặt Trái Đất: *sự phong hoá đá* và *tạo thành đất*. Các quá trình tạo thành đất là tổng hợp những thay đổi hoá học, lý học, sinh học làm cho các nguyên tố dinh dưỡng trong khoáng, đá chuyển thành dạng hoà tan, dễ tiêu đối với sinh vật.

## II- QUÁ TRÌNH HÌNH THÀNH ĐẤT

### 1. Quá trình hình thành đất

#### 1.1. Khái niệm

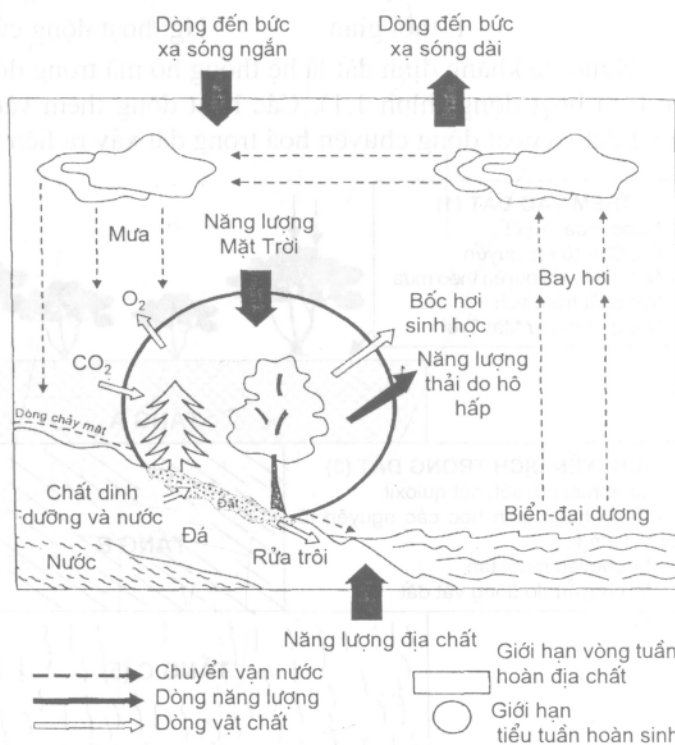
Sự phát sinh và phát triển của đất cũng giống như bất cứ vật thể tự nhiên nào, muốn phát sinh và phát triển phải trải qua quá trình đấu tranh thống nhất giữa các mặt đối lập của bản thân mình.

Các mâu thuẫn này được thể hiện về mặt sinh học, hoá học, lý học, lý – hoá học, nhưng chúng tác động tương hỗ lẫn nhau, có thể nêu ra:

- Sự tổng hợp chất hữu cơ và phân giải chúng.
- Sự tập trung tích lũy chất hữu cơ, vô cơ và sự rửa trôi chúng.
- Sự phân huỷ, sự tổng hợp khoáng chất và hợp chất hoá học mới (khoáng thứ sinh).
- Sự xâm nhập của nước vào đất và sự mất nước từ đất.
- Sự hấp thụ năng lượng Mặt Trời của đất làm cho đất nóng lên và sự mất năng lượng từ đất làm cho đất lạnh đi.

– Trước khi sự sống xuất hiện, trên Trái Đất chỉ có một vòng tuần hoàn: Nước bốc hơi từ ao hồ, biển cả tạo mây mưa trên phần lục địa. Nước mưa hoà tan các chất trong đá, trên lục địa và mang chúng cùng với dòng chảy vào các chỗ trũng và đại dương. Trải qua hàng triệu triệu năm, các chỗ trũng, đại dương lại trở thành lục địa. Vòng tuần hoàn này xảy ra ở phạm vi rộng, thời gian dài và được gọi là vòng "đại tuần hoàn địa chất". Bản chất của vòng đại tuần hoàn địa chất là quá trình phong hoá đá để tạo thành mẫu chất.

– Từ khi sự sống xuất hiện trên Trái Đất thì quá trình phong hoá đá xảy ra đồng thời với một vòng tuần hoàn khác. Vòng tuần hoàn này xảy ra ở quy mô hẹp, với thời gian ngắn, được gọi là vòng "tiểu tuần hoàn sinh học". Mối quan hệ giữa 2 vòng tuần hoàn này được minh hoạ ở hình 1.2.



Hình 1.2. Quan hệ giữa vòng đại tuần hoàn địa chất và vòng tiểu tuần hoàn sinh học

+ Nhờ có vòng tiểu tuần hoàn sinh học mà các chất dinh dưỡng được giải phóng trong vòng đại tuần hoàn địa chất được tích lũy dưới dạng hợp chất hữu cơ, không bị rửa trôi.

+ Vòng tiểu tuần hoàn sinh học không chỉ tích lũy các thức ăn khoáng mà đặc biệt tích lũy cả nitơ và năng lượng sinh học.

+ Nhờ có chất hữu cơ được tích lũy mà chất mùn trong đất được hình thành và là chỉ tiêu quan trọng tạo độ phì nhiêu của đất, cải thiện nhiều tính chất khác của đất.

+ *Bản chất của vòng đại tuần hoàn địa chất là quá trình phong hoá đá để tạo thành mẫu chất. Còn bản chất của quá trình hình thành đất là vòng tiểu tuần hoàn sinh học, vì có tiểu tuần hoàn sinh học thì đất mới được hình thành, những nhân tố cơ bản cho độ phì nhiêu của đất mới được tạo ra.*

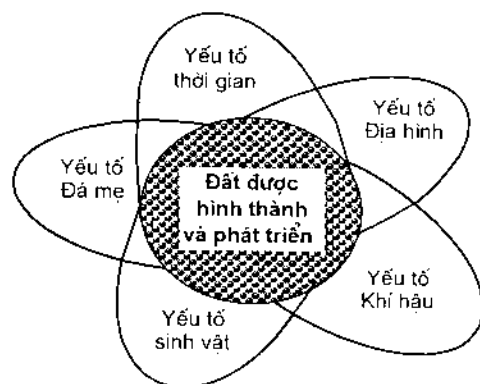
+ Hai vòng tuần hoàn liên hệ chặt chẽ với nhau để tạo thành đất: Không có đại tuần hoàn địa chất thì không có chất dinh dưỡng được giải phóng ra và như vậy không có cơ sở cho vòng tiểu tuần hoàn sinh học phát triển. Ngược lại, không có vòng tiểu tuần hoàn sinh học thì không có sự tập trung và tích lũy các chất dinh dưỡng được giải phóng ra trong vòng đại tuần hoàn địa chất thì mẫu chất không thể phát triển để hình thành đất. *Bởi vậy, bản chất của quá trình hình thành đất là sự thống nhất mẫu thuẫn giữa vòng đại tuần hoàn địa chất và vòng tiểu tuần hoàn sinh học. Cơ sở của quá trình hình thành đất là vòng đại tuần hoàn địa chất còn bản chất của quá trình hình thành đất là vòng tiểu tuần hoàn sinh học.*

## 1.2. Các yếu tố hình thành đất

Đất được hình thành do sự biến đổi liên tục và sâu sắc tầng mặt của đá hay mẫu chất dưới tác động của sinh vật và các yếu tố môi trường.

Các yếu tố tác động vào quá trình hình thành đất và làm cho đất được hình thành gọi là các yếu tố hình thành đất.

Docutraev, người đầu tiên nêu ra 5 yếu tố hình thành đất và gọi là yếu tố phát sinh học (hình 1.3).



Hình 1.3. Sự hình thành và phát triển của đất

### a) Đá mẹ

– Nguồn cung cấp vật chất vô cơ cho đất, trước hết là khoáng chất, cho nên nó là bộ xương và ảnh hưởng tới thành phần cơ giới, khoáng học và hoá học đất.

– Thành phần và tính chất đất chịu ảnh hưởng của đá mẹ thường được biểu hiện rõ rệt ở giai đoạn đầu của quá trình hình thành đất, càng về sau sẽ bị biến đổi sâu sắc do các quá trình hoá học và sinh học xảy ra trong đất.

Giữa đá và đất luôn diễn ra sự trao đổi năng lượng, khí, hơi nước và dung dịch.

Ví dụ: Đá macma axit chứa nhiều  $\text{SiO}_2$ , khi đất hình thành trên đá này sẽ có nhiều cát, thấm khí và nước tốt, nghèo chất dinh dưỡng.

Đá macma bazơ chứa ít  $\text{SiO}_2$  dễ phong hoá, nên có tầng đất dày, phản ứng trung tính, giàu chất dinh dưỡng và chứa nhiều sét.

### b) Khí hậu

– Thảm thực vật là tấm gương phản chiếu cho các điều kiện khí hậu.

– Khí hậu tham gia vào quá trình hình thành đất được thể hiện qua:

- + Nước mưa.
- + Các chất của khí quyển ( $O_2$ ,  $N_2$ ,  $CO_2$ ).
- + Hơi nước và năng lượng Mặt Trời.
- + Sinh vật sống trên đất.

Khí hậu có ảnh hưởng trực tiếp và gián tiếp đến quá trình hình thành đất:

- + Trực tiếp: Cung cấp nước và nhiệt độ.

Nước mưa quyết định độ ẩm, mức độ rửa trôi, pH của dung dịch đất và tham gia tích cực vào phong hoá hoá học.

Ví dụ: ở nhiệt đới có lượng mưa lớn nên đất có *độ ẩm cao*; rửa trôi mạnh và nghèo chất dinh dưỡng; do kiềm bị rửa trôi nên pH thấp (chua).

Nhiệt độ làm cho đất nóng hay lạnh, thúc đẩy quá trình phong hoá lý, hoá học, hoà tan và tích tụ chất hữu cơ.

+ Gián tiếp: Thể hiện qua thế giới sinh vật mà sinh vật là yếu tố chủ đạo cho quá trình hình thành đất; biểu hiện qua quy luật phân bố địa lý theo vĩ độ, độ cao và khu vực.

### c) ***Yếu tố sinh học***

– Cây xanh có vai trò quan trọng nhất vì nó tổng hợp nên chất hữu cơ từ những chất vô cơ hấp thụ từ đất và từ khí quyển – nguồn chất hữu cơ của đất.

– VSV phân huỷ, tổng hợp và cố định nitơ.

– Các động vật có xương và không xương xối đảo đất làm cho đất tơi xốp, đất có cấu trúc.

Xác sinh vật là nguồn chất hữu cơ cho đất, có thể nói vai trò của sinh vật trong quá trình hình thành đất là: *tổng hợp, tập trung, tích tụ chất hữu cơ và vô cơ; phân giải và biến đổi chất hữu cơ*.

### d) ***Yếu tố địa hình***

– Địa hình khác nhau thì sự xâm nhập của nước, nhiệt và các chất hoà tan sẽ khác nhau. Nơi có địa hình cao, dốc, độ ẩm bé hơn nơi có địa hình thấp và trũng. Địa hình cao thường bị rửa trôi, bào mòn.

– Hướng dốc ảnh hưởng đến nhiệt độ của đất. Dốc phía nam, bề mặt gồ ghề có nhiệt độ cao hơn các hướng dốc khác có bề mặt phẳng.

– Địa hình ảnh hưởng tới tốc độ và hướng gió nên ảnh hưởng tới cường độ bốc hơi nước.

– Địa hình ảnh hưởng tới hoạt động sống của thế giới sinh vật, tới chiều hướng và cường độ của quá trình hình thành đất.

### e) ***Yếu tố thời gian***

– Yếu tố này được coi là tuổi của đất. Đó là thời gian diễn ra quá trình hình thành đất và một loại đất nhất định được tạo thành.

Đất có tuổi càng cao, thời gian hình thành đất càng dài thì sự phát triển của đất càng rõ rệt.

Các tính chất lý học, hoá học và độ phì nhiêu của đất phụ thuộc nhiều vào tuổi của đất, vì thời gian dài hay ngắn ảnh hưởng rất lớn đến mức độ biến đổi lý học, hoá học và sinh học trong đất.

– Chia ra tuổi tuyệt đối và tuổi tương đối:

+ Tuổi tuyệt đối: tính từ lúc bắt đầu xảy ra quá trình hình thành đất cho tới hiện tại. Tuổi này xác định bằng tổng số năng lượng những quá trình sinh học. Năng lượng sinh học này phụ thuộc vào cường độ ánh sáng và năng lượng Mặt Trời.

Càng lên Bắc bán cầu, yếu tố trên càng giảm, do đó năng lượng sinh học thấp, tuổi tuyệt

đối của đất thấp. Trái lại càng về phía xích đạo nhiệt đới, năng lượng sinh học càng lớn, tuổi tuyệt đối của đất càng cao.

+ Tuổi tương đối: đó là sự chênh lệch về giai đoạn phát triển của các loại đất trên cùng lãnh thổ có tuổi tuyệt đối như nhau. Tuổi tương đối đánh dấu tốc độ tiến triển của vòng tiểu tuần hoàn sinh học, phụ thuộc vào điều kiện khí hậu, địa hình, đá mẹ và sinh vật ở mỗi vùng.

#### f) Hoạt động sản xuất của con người

Ngày nay hoạt động sản xuất của con người có tác động rất mạnh đối với quá trình hình thành đất. Do vậy một số tác giả có xu hướng xếp đây là một yếu tố thứ sáu của quá trình hình thành đất. Tác động của con người được thể hiện chủ yếu thông qua các hoạt động sản xuất, đặc biệt là sản xuất nông nghiệp, lâm nghiệp, xây dựng và khai khoáng.

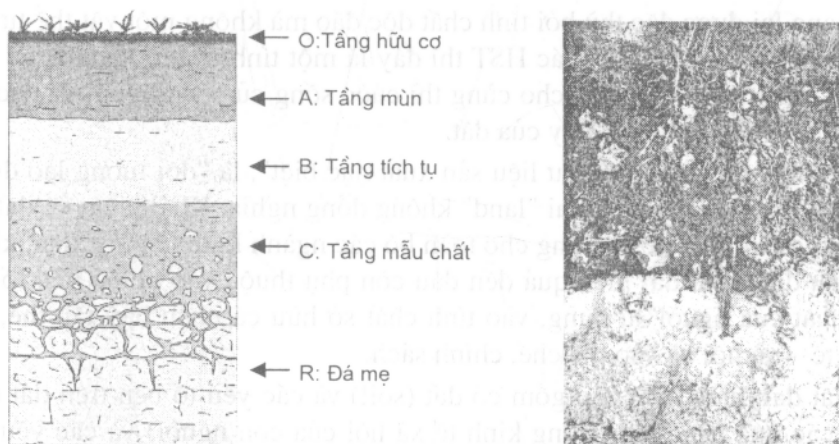
## 2. Sự phát triển của quá trình hình thành đất

Đất được hình thành, không ngừng tiến hoá gắn liền với sự tiến hoá của sinh giới. Sự sống xuất hiện trên Trái Đất đánh dấu sự khởi đầu của quá trình tạo thành đất. Người ta khẳng định: những sinh vật bậc thấp (VK, tảo) tham gia đầu tiên vào quá trình tạo thành đất. Chúng sống trên các sản phẩm đầu tiên của phong hoá vật lý các đá (mẫu chất), sau đó chết đi làm giàu chất hữu cơ cho các sản phẩm phong hoá, đồng thời lúc đó năng lượng Mặt Trời chuyển thành năng lượng sinh học tích lũy trên bề mặt Trái Đất. Sự chuyển hoá quang năng Mặt Trời thành năng lượng hoá học tích lũy trong hợp chất hữu cơ là sự khởi đầu hình thành độ phì của đất.

Sau vi khuẩn, tảo, xuất hiện các sinh vật tiến hoá hơn như mộc tặc, thạch tùng, dương xỉ, rêu và sau đó là thực vật bậc cao, làm cho quá trình hình thành đất phát triển về cường độ và chất lượng.

Khi thực vật bậc cao bao phủ khắp mặt đất, hệ thống rễ của chúng phát triển đa dạng ăn sâu vào lớp mẫu chất thì chất lượng hữu cơ, mùn, chất dinh dưỡng, đậm tích lũy nhiều, hình thành độ phì ổn định. Đánh dấu giai đoạn chất lượng của quá trình hình thành đất.

Sự tiến hoá của sinh giới từ đơn giản đến phức tạp được hoàn thiện qua hàng triệu năm, nên quá trình hình thành đất cũng lâu dài như vậy. Trong quá trình tiến hoá, số lượng cá thể, thành phần loài thực vật tăng lên, lượng chất hữu cơ tạo thành nhiều, năng lượng Mặt Trời tích lũy trong sinh giới lớn và vì vậy sự phát triển của quá trình tạo thành đất mạnh lên nhiều.



Hình 1.4. Các tầng của phẫu diện đất

Những nghiên cứu về cổ thực vật, cho thấy ở kỷ Cambri và Ocdovit nơi có thực vật bậc thấp (VK, rêu, tảo), quá trình hình thành đất ở giai đoạn đầu. Đến kỷ Silua, Devon, thực vật

phong phú hơn nên sự phát triển hình thành đất phức tạp hơn. Ở kỷ Phấn trắng (Krêta) và kỷ Thứ ba (Đệ tam) trên lục địa phát triển rộng rãi rừng lá kim, lá rộng, bãi cỏ, thảo nguyên, đã tạo nên những loại đất tương ứng với các kiểu thực bì. Ở kỷ Thứ ba, dưới tác dụng của băng hà, quá trình hình thành đất bị gián đoạn, không phát triển. Lớp đất gần băng hà bị bào mòn do nước băng hà lùi cuốn và sau đó được phủ bởi lớp trầm tích băng hà.

Ở vùng sa mạc, núi cao (khí hậu nóng, lạnh), sinh vật kém phát triển, đặc biệt là thực vật bậc cao, nên quá trình hình thành đất kém phát triển.

### III- VAI TRÒ VÀ CHỨC NĂNG CỦA ĐẤT

– Về tổng thể, vai trò của đất được thể hiện qua 2 mặt:

+ Trực tiếp: Là nơi sinh sống của con người và sinh vật ở cạn, là nền móng, địa bàn cho mọi hoạt động sống, là nơi thiết đặt các hệ thống nông – lâm nghiệp để sản xuất ra lương thực, thực phẩm nuôi sống con người và muôn loài.

+ Gián tiếp: Là nơi tạo ra môi trường sống cho con người và mọi sinh vật trên Trái Đất, đồng thời thông qua cơ chế điều hoà của đất, nước, rừng và khí quyển tạo ra các điều kiện môi trường khác nhau.

– Trên quan điểm sinh thái và môi trường, Winkler (1968) đã xem đất như là một vật thể sống vì trong nó có chứa nhiều sinh vật, nấm, tảo, côn trùng đến các động vật và thực vật bậc cao. Cũng chính vì bản tính "sống" của đất, mà đất được xem là nguồn tài nguyên tái tạo và là nguồn tài nguyên vô cùng quý giá. Những năm gần đây, trên nhiều tạp chí quốc tế đã xuất hiện một cụm từ mới: "land husbandry", hiểu là chúng ta phải nuôi dưỡng đất. Đất là một vật thể sống cũng tuân thủ theo những quy luật sống, phát sinh, phát triển, thoái hoá và già cỗi. Tuy thuộc vào thái độ ứng xử của con người đối với đất mà đất có thể trở nên phì nhiêu hơn, cho năng suất cây trồng cao hơn hay ngược lại. Cũng với cách nhìn như vậy, các nhà sinh thái học cũng cho rằng, đất là vật mang (carrier) của tất cả các hệ sinh thái (HST) tồn tại trên cạn. Đất luôn mang trên nó các HST và muốn cho các HST bền vững với sức sản xuất cao thì trước hết vật mang phải bền vững. Do đó, con người tác động vào đất cũng chính là tác động vào tất cả các HST mà đất mang trên mình nó.

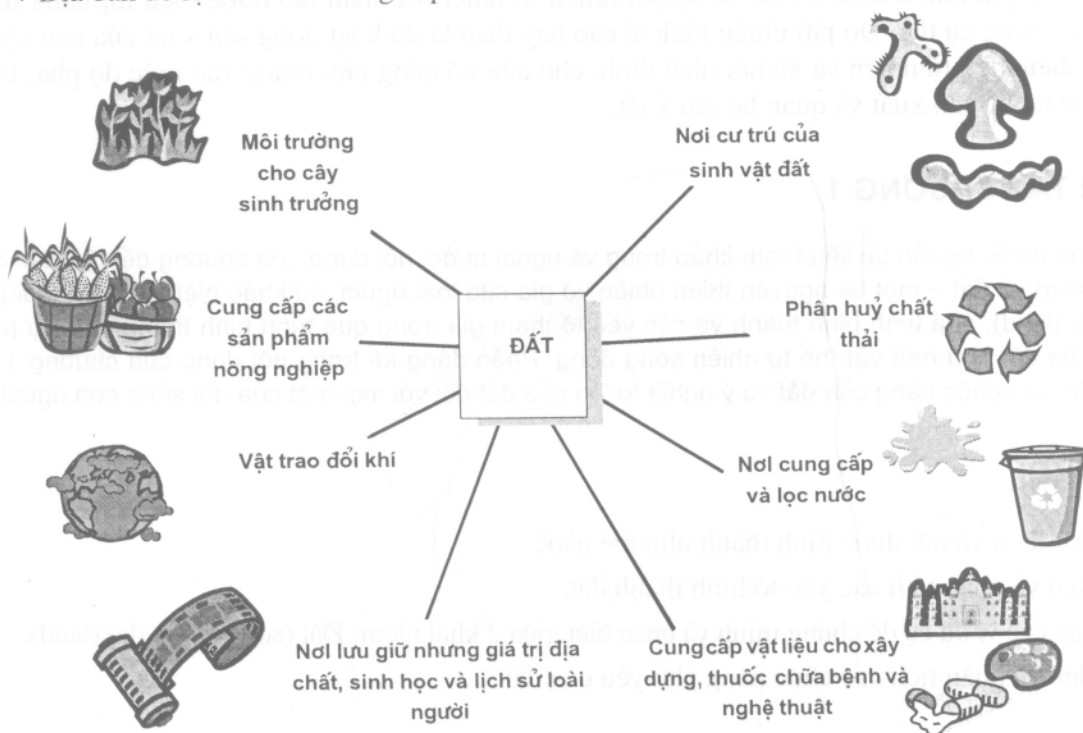
Một vật mang lại được đặc thù bởi tính chất độc đáo mà không một vật thể tự nhiên nào có được – đó là độ phì nhiêu. Đối với các HST thì đây là một tính chất độc đáo của đất, giúp cho các HST tồn tại, phát triển. Nếu xét cho cùng thì cuộc sống của con người và các sinh vật đều phụ thuộc vào tính chất "độc đáo" này của đất.

– Đối với nông nghiệp, đất là "tư liệu sản xuất đặc biệt", là "đối tượng lao động độc đáo" và hai khái niệm: Đất "soil" và đất đai "land" không đồng nghĩa. Khái niệm về đất đai bao hàm nội dung mặt bằng lãnh thổ để sử dụng cho toàn bộ các ngành kinh tế quốc dân, không riêng gì sinh vật. Việc sử dụng đất đai hiệu quả đến đâu còn phụ thuộc vào nhiều yếu tố như trình độ khoa học kỹ thuật của người sử dụng, vào tính chất sở hữu cá nhân hay tập thể, vào trình độ phát triển kinh tế – xã hội và vào thể chế, chính sách.

Như vậy đất đai được hiểu bao gồm có đất (soil) và các yếu tố bên trên đất (sinh vật, khí hậu, thủy văn, các quá trình hoạt động kinh tế xã hội của con người) và các yếu tố bên trong đất (nước ngầm, khoáng sản) mà có tác động trực tiếp đối với đất.

Còn đất (soil) đơn thuần là lớp phủ thổ nhưỡng do sự tác động của yếu tố sinh vật tới đá mẹ tơi xốp, có độ phì nhiêu và được hình thành qua quá trình tác động lâu dài của 5 yếu tố hình thành đất.

- Đất có những chức năng cơ bản (hình 1.5):
- + Là MT để con người và sinh vật ở trên cạn sinh trưởng và phát triển.
- + Là địa bàn cho các quá trình biến đổi và phân huỷ các phế thải khoáng và hữu cơ.
- + Nơi cư trú cho các động vật và thực vật đất.
- + Địa bàn cho các công trình xây dựng.
- + Địa bàn để lọc nước và cung cấp nước.



**Hình 1.5. Các chức năng của đất**

- Một trong những tính chất độc đáo của đất là độ phì nhiêu. Sự phát triển độ phì nhiêu và sự phát sinh đất liên quan chặt chẽ với nhau. Vòng tiểu tuần hoàn sinh học là bản chất của quá trình hình thành đất, đồng thời là nguyên nhân phát sinh và phát triển độ phì nhiêu. Nhờ nó mà các nguyên tố dinh dưỡng, khoáng được tách khỏi vòng đại tuần hoàn địa chất và được tập trung, tích lũy trong lớp đất, đặc biệt lớp đất mặt.

Độ phì nhiêu của đất là khả năng cung cấp cho cây về nước, thức ăn khoáng và các yếu tố cần thiết khác (không khí, nhiệt độ) để cây sinh trưởng và phát triển bình thường. Khi nghiên cứu địa tô trong nông nghiệp, Các Mác đã chia độ phì nhiêu đất thành các loại:

+ Độ phì nhiêu tự nhiên: được hình thành trong quá trình hình thành đất do tác động của các yếu tố tự nhiên mà hoàn toàn không có sự tham gia của con người. Độ phì nhiêu này phụ thuộc vào thành phần, tính chất của đá mẹ, vào khí hậu, chế độ nước, không khí và nhiệt, những quá trình lý, hoá học, sinh học xảy ra một cách tự nhiên trong đất.

+ Độ phì nhiêu nhân tạo: được hình thành do quá trình canh tác, bón phân, cải tạo đất, áp dụng các kỹ thuật trong nông nghiệp, luân canh, xen canh của con người. Độ phì nhiêu nhân tạo cao hay thấp hoàn toàn phụ thuộc vào lực lượng sản xuất, quan hệ sản xuất, trình độ khoa học kỹ thuật và chế độ chính trị xã hội.

+ Độ phì nhiều tiềm tàng: là độ phì nhiều tổng số của đất, thường được biểu thị dưới dạng hàm lượng các chất tổng số có trong đất.

+ Độ phì nhiều hiệu lực: là khả năng hiện thực của đất cung cấp nước, thức ăn và những điều kiện sống khác cho cây trồng. Trên một mảnh đất, độ phì nhiều tiềm tàng có thể cao (hàm lượng các chất tổng số lớn), nhưng độ phì nhiều hiệu lực cao hay thấp còn phụ thuộc vào hàm lượng các chất dễ tiêu.

+ Độ phì nhiều kinh tế: đó là độ phì nhiều tự nhiên và nhân tạo được biểu thị bằng năng suất lao động cụ thể. Độ phì nhiều kinh tế cao hay thấp là do hoạt động sản xuất của con người trong điều kiện tự nhiên và xã hội nhất định, cho nên nó cũng phụ thuộc vào mức độ phát triển của lực lượng sản xuất và quan hệ sản xuất.

## **TÓM TẮT CHƯƠNG 1**

Với nhiều nguồn tài liệu tham khảo trong và ngoài nước, nội dung của chương đề cập đến các khái niệm về đất – một tài nguyên thiên nhiên vô giá của loài người, sự khác biệt giữa đất (soil) và đất đai (land), quá trình hình thành và các yếu tố tham gia trong quá trình hình thành đất. Sự phát triển của đất như một vật thể tự nhiên sống động. Phần đáng kể trong nội dung của chương 1 đề cập đến các chức năng của đất và ý nghĩa to lớn của đất đối với mọi mặt của đời sống con người.

## **CÂU HỎI**

1. Đất là gì và đất được hình thành như thế nào?
2. Nêu và phân tích các yếu tố hình thành đất.
3. Lấy các ví dụ cụ thể chứng minh và phân biệt giữa 2 khái niệm: Đất (soil) và đất đai (land).
4. Nêu và phân tích các chức năng chủ yếu của đất.



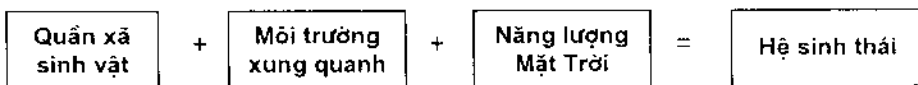
## Chương 2

# HỆ SINH THÁI ĐẤT VÀ QUÁ TRÌNH HÌNH THÀNH HỆ SINH THÁI ĐẤT

## I- KHÁI NIỆM VỀ HỆ SINH THÁI

### 1. Định nghĩa

Hệ sinh thái (HST) là một hệ thống bao gồm quần xã sinh vật với MT xung quanh, nơi mà quần xã đó tồn tại, trong đó các sinh vật, MT tương tác với nhau để tạo nên chu trình vật chất và sự chuyển hoá của năng lượng. Nói cách khác, HST bao gồm các sinh vật sống và các điều kiện tự nhiên (MT vật lý) như ánh sáng, nước, nhiệt độ, không khí,... Điều quan trọng là tất cả các điều kiện hữu sinh (*Biotic component*) và vô sinh (*Abiotic component*) tác động tương hỗ với nhau và giữa chúng luôn xảy ra quá trình trao đổi năng lượng, vật chất và thông tin. Có thể minh hoạ HST bằng công thức toán học như sau:



### 2. Độ lớn

Các HST có thể có những quy mô lớn nhỏ khác nhau. A. Tansley (1935) đã đưa ra các khái niệm về HST cực bé (*microecosystem*) như một bể nuôi cá chẳng hạn; đến các HST vừa (*middleecosystem*) như một hồ chứa nước, một cánh rừng và HST lớn (*macroecosystem*) như một đại dương, một châu lục. Tập hợp tất cả các HST có độ lớn khác nhau trên Trái Đất làm thành HST khổng lồ và được gọi là sinh thái quyển (*ecosphere*) (khung 2.1).

| Khung 2.1. Các thuật ngữ sinh thái học |                                                                                                                                                                                         |
|----------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Thuật ngữ                              | Giải thích                                                                                                                                                                              |
| Quần thể (Population)                  | Những cá thể của cùng một loài sống chung với nhau ở một vùng lãnh thổ.                                                                                                                 |
| Quần xã (Community)                    | Tất cả những cơ thể sống được tìm thấy trong một MT đặc trưng. Bao gồm tất cả quần thể của những loài khác nhau sống chung với nhau ở một vùng lãnh thổ.                                |
| HST (Ecosystem)                        | Một quần xã và MT của nó, bao gồm tất cả mối quan hệ tương hỗ giữa sinh vật và MT vật lý bao quanh giữa chúng với nhau.                                                                 |
| Sinh quyển (Biosphere)                 | Gồm tất cả những cơ thể sống trên Trái Đất hoặc tất cả các quần xã trên Trái Đất và một phần của thạch quyển, khí quyển và thủy quyển có liên quan trực tiếp đến đời sống các sinh vật. |
| Sinh thái quyển (Ecosphere)            | Gồm tất cả những cơ thể sống trên Trái Đất và các tác động tương hỗ của chúng với nhau và với đất đai, nước và không khí hoặc Trái Đất là một HST khổng lồ.                             |

### 3. Tính hệ thống

Một hệ thống có thể được xác định như một tập hợp các đối tượng, hoặc các thuộc tính như kích cỡ, hình dạng, được liên kết với nhau bằng nhiều mối tương tác theo một trật tự xác định và hoạt động của các hợp phần sẽ hướng tới tạo nên sự hoạt động thống nhất của toàn hệ thống. Trong HST, tính hệ thống được thể hiện chủ yếu là mối quan hệ tương hỗ giữa sinh vật với MT. Có hai loại hệ thống cơ bản:

– Hệ thống kín: Trong đó vật chất, năng lượng và thông tin chỉ trao đổi trong ranh giới của hệ thống.

– Hệ thống hở: là hệ thống, trong đó năng lượng, vật chất và thông tin trao đổi qua ranh giới của hệ thống. Vật chất, năng lượng và thông tin đi vào được gọi là dòng vào (input), đi ra được gọi là dòng ra (output) và dòng vật chất, năng lượng và thông tin trao đổi giữa các thành phần trong hệ thống gọi là dòng nội lưu (inner flow). Trừ vũ trụ ra thì tất cả các hệ thống tự nhiên bao gồm tất cả các HST đều là những hệ thống hở.

#### 4. Tính phản hồi

HST luôn là một hệ thống hở và tự điều chỉnh, bởi vì trong quá trình tồn tại và phát triển, HST thường xuyên phải tiếp nhận vật chất, năng lượng, thông tin và cả những sức ép, cú sốc từ MT. Điều này làm cho HST khác biệt với các hệ thống vật chất khác có trong tự nhiên và tạo cho HST có hai tính chất đặc thù, đó là:

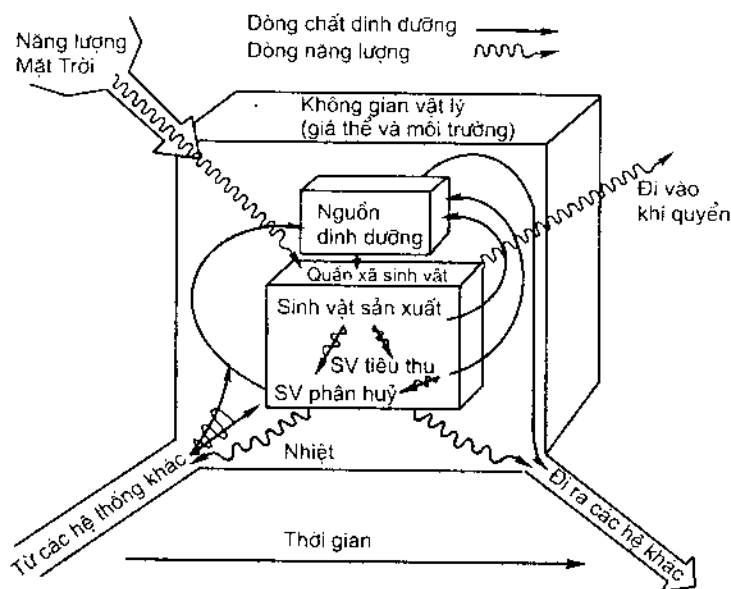
– Tính chất tự cân bằng, nghĩa là khả năng HST phản kháng lại các thay đổi và giữ được trạng thái cân bằng.

– Năng lực chịu tải, nghĩa là khả năng của HST có thể gánh chịu những sức ép, những cú sốc trong những điều kiện khó khăn nhất.

Tuy nhiên, các HST cũng chỉ có giới hạn xác định trong phản hồi và khả năng chịu tải. Trong giới hạn đó, khi chịu tác động vừa phải từ bên ngoài, các HST sẽ phản ứng lại một cách thích nghi bằng cách sắp xếp lại các mối quan hệ trong nội bộ và toàn thể hệ thống phù hợp với MT thông qua những mối "liên hệ ngược" để duy trì sự ổn định của mình trong điều kiện MT biến động. Đối với những tác động quá lớn, quá mạnh, vượt khỏi sức chịu đựng của hệ, hệ không thể tự điều chỉnh được và cuối cùng bị suy thoái rồi bị huỷ diệt.

#### 5. Cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái

Sinh thái học hiện đại phải nghiên cứu cấu trúc và chức năng của những HST 4 chiều (hình 2.1).



Hình 2.1. Cấu trúc của một HST

Theo hình 2.1 thì bộ phận trung tâm là dòng năng lượng và chu trình thức ăn, qua bộ phận này thực hiện mọi chức năng của hệ.

– Một HST điển hình được cấu trúc bởi các thành phần sau đây:

+ Sinh vật sản xuất (producer).

- + Sinh vật tiêu thụ (consumer).
- + Sinh vật phân huỷ (decomposer).
- + Các chất hữu cơ (protein, lipid, glucit, vitamin, enzym, hoocmon,...).
- + Các chất vô cơ ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , các chất dinh dưỡng khoáng).
- + Các yếu tố khí hậu (nhiệt độ, ánh sáng, độ ẩm, gió, thủy,...).

Thực chất, 3 thành phần đầu chính là quần xã sinh vật, còn 3 thành phần sau là MT vật lý mà quần xã đó sử dụng để tồn tại và phát triển.

Ở đây, năng lượng Mặt Trời thông qua quang hợp ở cây xanh và một số giới hạn VK là những sinh vật tự dưỡng hay sinh vật sản xuất. Chúng đã chuyển hoá những phân tử vô cơ như  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  thành các dạng vật chất hoá học (những đại phân tử hữu cơ đặc trưng cho chất sống). Chính năng lượng Mặt Trời, bằng quang hợp đã liên kết các phân tử nhỏ vô cơ thành phân tử hữu cơ lớn, phức tạp. Nhờ hoạt động quang hợp và ở phạm vi nhỏ là hoá tổng hợp của sinh vật sản xuất mà nguồn thức ăn được tạo thành để nuôi sống trước hết cho sinh vật sản xuất, sau đó là những sinh vật khác, kể cả con người.

## II- ĐẤT LÀ MỘT HỆ SINH THÁI

Tổ chức của đất trước hết thể hiện qua chức năng của sinh vật đất (biotic factors) với sinh vật sản xuất như địa y, tảo rêu, một số VSV tự dưỡng và thực vật bậc cao sống trên đất,... Sinh vật tiêu thụ và sinh vật phân huỷ là khu hệ động vật đất, nấm và VSV. Các sinh vật đất rất phong phú về số lượng và thể loại, phụ thuộc vào độ phì nhiêu và nhiều tính chất lý, hoá học đất (bảng 2.1).

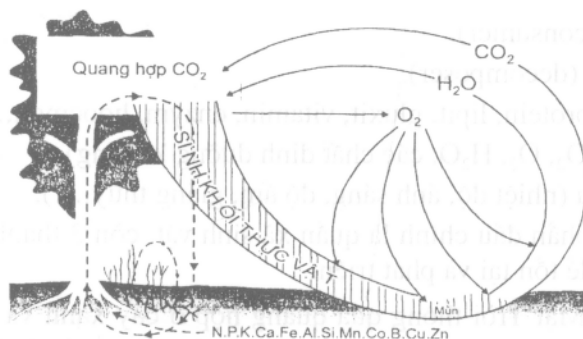
**Bảng 2.1. Số lượng và sinh khối của sinh vật trong đất đồng cỏ có độ phì nhiêu cao**

| Loại sinh vật          | Mật độ (cá thể/m <sup>2</sup> ) | Sinh khối (g/m <sup>2</sup> ) |
|------------------------|---------------------------------|-------------------------------|
| • Vi khuẩn             | $3 \cdot 10^{14}$               | 300                           |
| • Nấm                  | —                               | 400                           |
| • Động vật nguyên sinh | $5 \cdot 10^4$                  | 38                            |
| • Giun tròn            | $10^7$                          | 12                            |
| • Bọ bét               | $2 \cdot 10^{15}$               | 3                             |
| • Bọ đuôi bết          | $5 \cdot 10^{13}$               | 5                             |
| • Tảo                  | $10^2 - 10^4$                   | 7 - 300                       |

Hợp phần không sống (abiotic factors) 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. Cũng như các HST khác, 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.

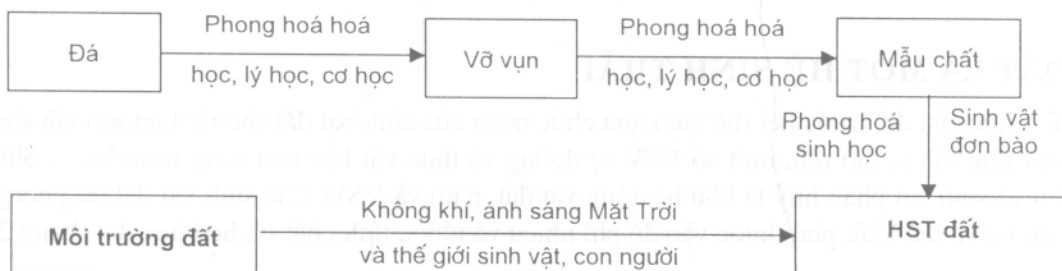
## III- SỰ HÌNH THÀNH HỆ SINH THÁI ĐẤT

Khi sự sống trên Trái Đất chưa xuất hiện, thì vòng đại tuần hoàn địa chất với bản chất là quá trình phong hoá đá đã dần dần hình thành hợp phần không sống của HST đất như các chất khoáng, các dạng nước, các chất khí chứa trong các sản phẩm rơi xói, vỡ rời tạo tiền đề cho sinh vật phát triển và được gọi là mẫu chất. Kể từ khi có những sinh vật đơn bào đầu tiên xuất hiện trên mẫu chất thì đã xuất hiện một vòng tuần hoàn mới – đó là vòng tiểu tuần hoàn sinh học (hình 2.2).



Hình 2.2. Quang hợp, vòng tuần hoàn sinh học và sự tạo thành đất

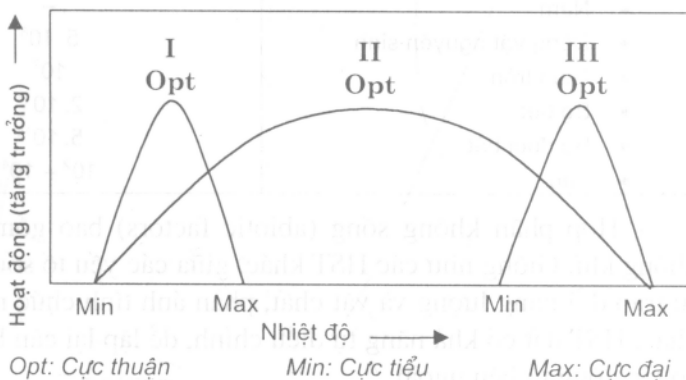
Các sinh vật đã tạo thành hợp phần sống của HST đất, chúng biến đổi các chất vô cơ của mẫu chất, của khí quyển thành những chất hữu cơ; độ phì nhiêu đất đã xuất hiện và ngày càng phát triển mạnh mẽ và HST đất cũng bắt đầu hình thành. Như vậy đất và HST đất chỉ được hình thành khi có sự sống xuất hiện trên mẫu chất (hình 2.3).



Hình 2.3. Quá trình hình thành hệ sinh thái đất

#### IV- CẤU TRÚC CỦA HỆ SINH THÁI ĐẤT

Xét về cấu trúc và chức năng thì đất tự nó hình thành một HST, một mẫu hình của hệ thống hở. Tuy nhiên, sự tự điều chỉnh của HST đất có một giới hạn nhất định, nếu sự thay đổi vượt quá giới hạn này, HST sẽ mất khả năng tự điều chỉnh và hậu quả là đất bị ô nhiễm, suy thoái. Người ta chia các nhân tố sinh thái ra làm hai nhóm: nhân tố sinh thái giới hạn và nhân tố sinh thái không giới hạn. Trong đất, hàm lượng các chất dinh dưỡng, pH, nồng độ muối và các độc tố, nhiệt độ là những nhân



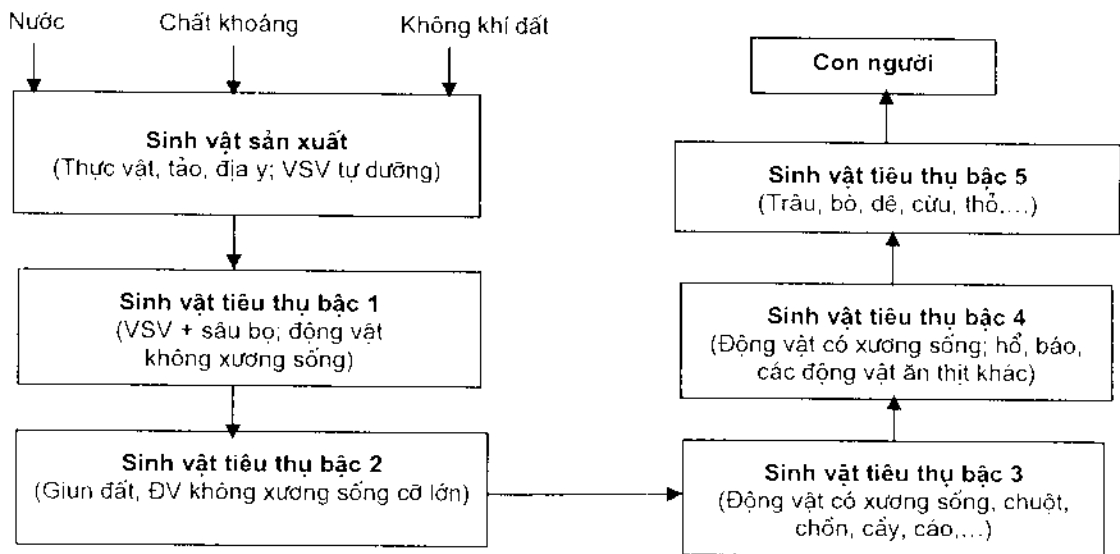
Hình 2.4. So sánh giới hạn sinh thái của sinh vật chịu nhiệt hẹp (I và III) và sinh vật chịu nhiệt rộng (II) (Nguồn: Ruttnel, 1953)

tố sinh thái giới hạn đối với cây trồng và quần xã sinh vật đất; trong khi ánh sáng, địa hình không được xem là nhân tố giới hạn đối với động vật đất. Sự tác động của con người có thể điều chỉnh và tìm ra được giới hạn thích hợp cho nhiều sinh vật đất và cây trồng. Giới hạn này còn được gọi là giới hạn sinh thái hay giới hạn cho phép của MT đất. Sự ô nhiễm MT đất là hậu quả của các tai biến tự nhiên hoặc các hoạt động của con người làm các nhân tố sinh thái vượt quá

nguồn sinh thái của các quần xã sống trong đất và muốn kiểm soát được ô nhiễm MT đất, cần phải biết được giới hạn sinh thái của các quần xã sống trong đất với từng nhân tố sinh thái. Xử lý ô nhiễm tức là điều chỉnh và đưa các nhân tố sinh thái trở về giới hạn sinh thái của quần xã sinh vật đất. Đây là nguyên lý sinh thái cơ bản được vận dụng vào việc sử dụng hợp lý tài nguyên đất và bảo vệ MT (hình 2.4).

Bản chất của sự xác lập cân bằng là quá trình tự điều chỉnh năng lượng và vật chất giữa 3 loại sinh vật: sinh vật sản xuất, sinh vật tiêu thụ và sinh vật phân huỷ. Thông thường, tính đa dạng sinh học của HST đất cao hơn so với các HST nước, không khí, nên khả năng tự lập lại cân bằng của nó cũng cao hơn.

Đồng thời, nhờ tính đa dạng sinh học cao trong đất so với các HST khác nên xích thức ăn trong HST đất rất phức tạp (hình 2.5). Đất có độ phì nhiêu càng cao, càng có nhiều loài sinh vật cư trú thì chuỗi thức ăn càng phức tạp và khả năng tự điều chỉnh để lập lại cân bằng sinh thái càng lớn. Nói cách khác, năng lực chịu tải của đất, có thể gánh chịu những sức ép, những cú sốc càng lớn trong những điều kiện khó khăn nhất. Chính nhờ những tính chất đặc thù này mà trong thực tế kiểm soát ô nhiễm, con người thường "muộn" đất làm MT xử lý, làm sạch.



Hình 2.5. Xích thức ăn trong HST đất

## TÓM TẮT CHƯƠNG 2

Nội dung của chương đề cập đến khái niệm tổng quát nhưng cơ bản nhất về HST, độ lớn, tính phản hồi và cấu trúc của một HST. Từ định nghĩa này, nội dung của chương chứng minh đất cũng là một HST với đầy đủ cấu trúc và chức năng như các HST khác. Nội dung chương cũng dành thời lượng đáng kể phân tích về sự hình thành và phát triển của một HST đất, về cấu trúc chức năng của HST đất và vai trò to lớn của HST đất trong cân bằng tự nhiên.

## CÂU HỎI

1. Nêu và giải thích khái niệm về hệ sinh thái, cấu trúc, chức năng và tính phản hồi của HST.
2. Bằng những dẫn liệu cụ thể, chứng minh đất là một HST.
3. Khi nào một HST đất được hình thành? HST này phát triển như thế nào?
4. Phân tích cấu trúc và chức năng của HST đất và vai trò của nó trong cân bằng tự nhiên.

### Chương 3

## CÁC THÀNH PHẦN CƠ BẢN CỦA MÔI TRƯỜNG ĐẤT

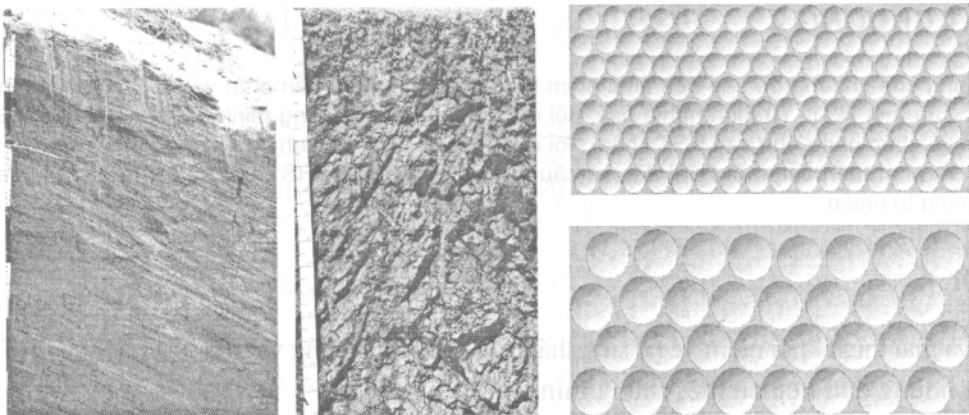
### I- ĐẤT LÀ MỘT MÔI TRƯỜNG XỐP

Các loại đất khác nhau về thành phần và tính chất. Đất được hình thành do tác động của nhiều yếu tố, nên bản thân nó là một dị thể, gồm thể rắn; thể lỏng; thể khí, các sinh vật và những tàn dư của chúng. Như vậy về bản chất, đất là một hỗn thể các vật liệu, tạo nên một MT toi xốp. Những ranh giới mờ, nơi tiếp xúc của các thể dẫn đến những thay đổi liên tục các quá trình hoá học và sinh học. Độ xốp của hệ đất được xác định chủ yếu bởi tổ hợp các phần khoáng, hữu cơ và thể lỏng. Tuy nhiên, khả năng phản ứng giữa thể rắn và thể lỏng có thể tác động mạnh đến tính bền vững và ổn định của MT xốp, dẫn đến làm thay đổi các ranh giới mờ giữa các thể. Ở hầu hết các loại đất tự nhiên, các hạt rắn luôn có xu thế liên kết với nhau thành những đoàn lạp hoặc do hiện tượng co trương ở những điều kiện ẩm ướt, khô hạn, hoặc do các bài tiết của khu hệ động vật đất, rễ cây hay sợi nấm. Hiện tượng này lại tác động đến độ xốp của hệ đất, có liên quan đến việc vận chuyển nước, các chất hoà tan, những hạt chất rắn lơ lửng từ tầng đất trên đến tầng đất dưới của phẫu diện đất. Các cấu tử đất và những tác nhân dính kết chi phối đến trạng thái đoàn lạp đất và tạo nên tổ hợp các lỗ hổng, khoảng không với kích thước khác nhau (hình 3.1, khung 3.1). Greenland (1977) đã phân loại các chức năng của lỗ hổng đất và đưa ra ý tưởng tổng quát về ảnh hưởng của kích thước lỗ hổng đất đến tình trạng nước và chất hoà tan trong MT đất (bảng 3.1).

**Bảng 3.1. Phân loại chức năng của lỗ hổng đất**

| Tên gọi                  | Chức năng                                                           | Đường kính ( $\mu\text{m}$ ) |
|--------------------------|---------------------------------------------------------------------|------------------------------|
| Lỗ hổng truyền động      | Chuyển động không khí và tiêu nước thừa                             | $> 50$                       |
| Lỗ hổng tích giữ         | Lưu giữ nước chống lại hiện tượng trọng lực và giải phóng tới hệ rễ | $0,5 - 50$                   |
| Lỗ hổng tàn dư (sót lại) | Lưu giữ và khuếch tán các ion trong dung dịch                       | $< 0,5$                      |
| Khoảng không liên kết    | Các lực hỗ trợ chính giữa các hạt đất                               | $< 0,005$                    |

(Nguồn: Greenland, 1997).

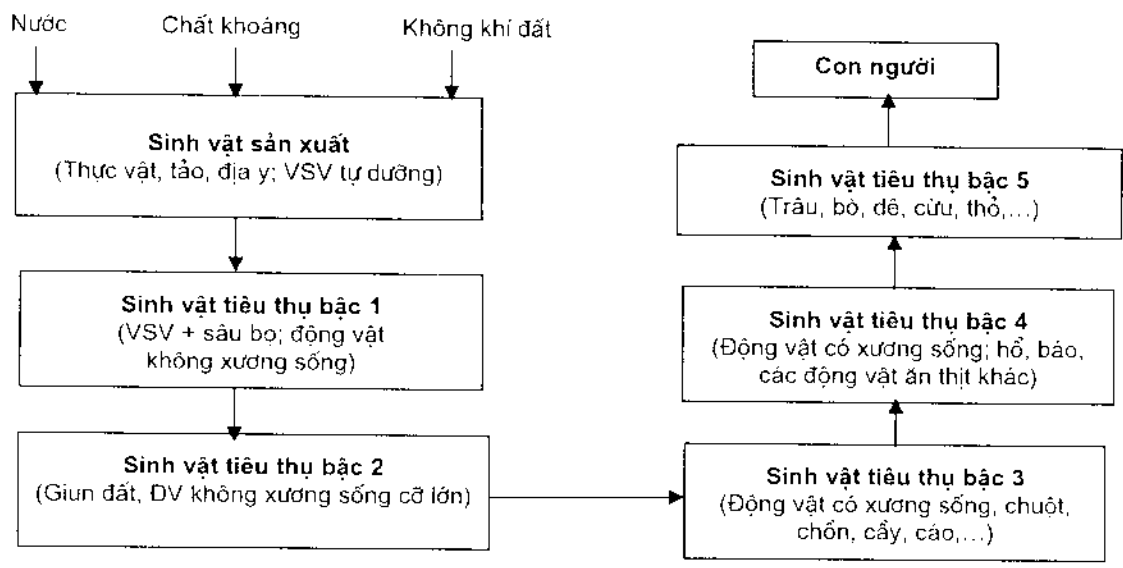


**Hình 3.1. Độ xốp của đất**

nguồn sinh thái của các quần xã sống trong đất và muốn kiểm soát được ô nhiễm MT đất, cần phải biết được giới hạn sinh thái của các quần xã sống trong đất với từng nhân tố sinh thái. Xử lý ô nhiễm tức là điều chỉnh và đưa các nhân tố sinh thái trở về giới hạn sinh thái của quần xã sinh vật đất. Đây là nguyên lý sinh thái cơ bản được vận dụng vào việc sử dụng hợp lý tài nguyên đất và bảo vệ MT (hình 2.4).

Bản chất của sự xác lập cân bằng là quá trình tự điều chỉnh năng lượng và vật chất giữa 3 loại sinh vật: sinh vật sản xuất, sinh vật tiêu thụ và sinh vật phân huỷ. Thông thường, tính đa dạng sinh học của HST đất cao hơn so với các HST nước, không khí, nên khả năng tự lập lại cân bằng của nó cũng cao hơn.

Đồng thời, nhờ tính đa dạng sinh học cao trong đất so với các HST khác nên xích thức ăn trong HST đất rất phức tạp (hình 2.5). Đất có độ phì nhiêu càng cao, càng có nhiều loài sinh vật cư trú thì chuỗi thức ăn càng phức tạp và khả năng tự điều chỉnh để lập lại cân bằng sinh thái càng lớn. Nói cách khác, năng lực chịu tải của đất, có thể gánh chịu những sức ép, những cú sốc càng lớn trong những điều kiện khó khăn nhất. Chính nhờ những tính chất đặc thù này mà trong thực tế kiểm soát ô nhiễm, con người thường "mượn" đất làm MT xử lý, làm sạch.



Hình 2.5. Xích thức ăn trong HST đất

## TÓM TẮT CHƯƠNG 2

Nội dung của chương đề cập đến khái niệm tổng quát nhưng cơ bản nhất về HST, độ lớn, tính phản hồi và cấu trúc của một HST. Từ định nghĩa này, nội dung của chương chứng minh đất cũng là một HST với đầy đủ cấu trúc và chức năng như các HST khác. Nội dung chương cũng dành thời lượng đáng kể phân tích về sự hình thành và phát triển của một HST đất, về cấu trúc chức năng của HST đất và vai trò to lớn của HST đất trong cân bằng tự nhiên.

## CÂU HỎI

1. Nêu và giải thích khái niệm về hệ sinh thái, cấu trúc, chức năng và tính phản hồi của HST.
2. Bằng những dẫn liệu cụ thể, chứng minh đất là một HST.
3. Khi nào một HST đất được hình thành? HST này phát triển như thế nào?
4. Phân tích cấu trúc và chức năng của HST đất và vai trò của nó trong cân bằng tự nhiên.

| Khung 3.1. Độ hổng đất |                       |                                            |                    |
|------------------------|-----------------------|--------------------------------------------|--------------------|
| Độ hổng lớn            | Lớn :                 | > 5.000 $\mu\text{m}$                      | } Thoát nước nhanh |
|                        | Trung bình :          | 2.000 - 5.000 $\mu\text{m}$                |                    |
|                        | Nhỏ :                 | 1.000 - 2.000 $\mu\text{m}$                |                    |
|                        | Rất nhỏ :             | 75 - 1.000 $\mu\text{m}$                   |                    |
| Độ hổng trung bình     | 30 – 75 $\mu\text{m}$ | Nước thấm lọc chậm và dễ tiêu cho thực vật |                    |
| Độ hổng nhỏ            | 5 – 30 $\mu\text{m}$  | Dễ tiêu cho thực vật nhưng không thấm lọc  |                    |
| Độ hổng rất nhỏ        | 0,1 – 5 $\mu\text{m}$ | Dễ tiêu cho thực vật nhưng không thấm lọc  |                    |
| Độ hổng siêu nhỏ       | < 0,1 $\mu\text{m}$   | Nước hygroscopic                           |                    |
|                        |                       | Không dễ tiêu cho thực vật                 |                    |

Nhìn chung, độ hổng đất là yếu tố giới hạn trong việc xác định tỷ lệ giữa các thể rắn, lỏng và khí của MT đất, tỷ lệ nước và không khí tại thời điểm đã cho được quyết định bằng tổng độ hổng hay độ xốp của đất.

## II- THÀNH PHẦN THỂ RẮN CỦA ĐẤT

Thành phần thể rắn của đất bao gồm các chất vô cơ, hữu cơ và phức hữu cơ – vô cơ.

### 1. Thành phần vô cơ

Bao gồm những nguyên tố hoá học chứa chủ yếu trong các khoáng, trong chất hữu cơ của đất. Nguồn gốc của chúng là các đá, khoáng và sinh vật tạo thành đất. Hàm lượng trung bình của thành phần nguyên tố hoá học ở trong đất và trong đá được trình bày ở bảng 3.2.

**Bảng 3.2. Hàm lượng trung bình của các nguyên tố hoá học trong đá và trong đất**  
(% khối lượng)

| Nguyên tố | Trong đá | Trong đất | Nguyên tố | Trong đá | Trong đất |
|-----------|----------|-----------|-----------|----------|-----------|
| O         | 47,2     | 49,0      | C         | (0,01)   | 2,0       |
| Si        | 27,6     | 33,0      | S         | 0,09     | 0,085     |
| Al        | 8,8      | 7,13      | Mn        | 0,09     | 0,085     |
| Fe        | 5,1      | 3,8       | P         | 0,08     | 0,08      |
| Ca        | 3,6      | 1,37      | N         | 0,01     | 0,1       |
| Na        | 1,9541   | 0,63      | Cu        | 0,01     | 0,002     |
| K         | 2,6      | 1,36      | Zn        | 0,005    | 0,005     |
| Mg        | 2,1      | 0,6       | Co        | 0,003    | 0,0008    |
| Ti        | 0,6      | 0,46      | B         | 0,0003   | 0,001     |
| H         | 0,15     | 0,2909    | Mo        | 0,0003   | 0,0003    |

(Nguồn: Vinogradov, 1950)

Trong đá, gần một nửa là oxy (47,2%), thứ đến là silic (27,6%), tổng sắt + nhôm là 13,9% và các nguyên tố Ca, Na, K, Mg, mỗi loại 2 - 3%. Các nguyên tố còn lại ở trong đá chiếm gần 1%.

Trong đất, thành phần trung bình của các nguyên tố hoá học khác với đá. Oxy, hydro, cacbon, nitơ trong đất lớn hơn trong đá và chứa trong chất hữu cơ. Đồng thời Al, Fe, Ca, K và Mg trong đất ít hơn trong đá do đặc trưng của các nguyên tố này trong quá trình phong hoá và tạo thành đất. Đất được hình thành do quá trình phong hoá liên tục và tương tác với sản phẩm hoạt động của cơ thể, nên thành phần của đất ở trạng thái luôn thay đổi.



Thành phần hoá học của các nguyên tố ở trong đất và đá liên quan chặt chẽ với nhau nhất là ở giai đoạn đầu của quá trình hình thành đất. Các giai đoạn sau của quá trình phát triển lại chịu sự chi phối của các quá trình lý, hoá, sinh học và hoạt động sản xuất của con người tác động lên MT đất. Ví dụ như silic giữa đá và đất gắn với nhau, chúng tỏ tính bền vững của hợp chất silic (thạch anh) và sự tích tụ của nó trong quá trình hình thành đất, Fe và Al cũng được tích lũy (tạo kết von, kết tủa) trong phong hoá nhiệt đới. Trong khi đó các nguyên tố kiềm (Ca, Na, K, Mg) lại bị giải phóng và rửa trôi trong quá trình phong hoá hình thành đất, nên trong đất ít hơn so với nguồn gốc của nó (đá). Các nguyên tố khác có ý nghĩa sinh học như C, S, N, P được tích lũy trong đất do vai trò sinh học (quá trình cố định, hấp phụ chọn lọc). Tỷ lệ C/N trong đất thường có giá trị thay đổi trong khoảng 8 – 15, lượng phospho hữu cơ nhỏ hơn lượng nitơ 4 – 5 lần. Lưu huỳnh với lượng nhỏ hơn, tỷ lệ C/S gần 100/1.

Phụ thuộc vào hàm lượng, tính chất và đặc biệt là nhu cầu dinh dưỡng của thực vật mà các nguyên tố hoá học trong đất được chia thành nhóm nguyên tố đa lượng, nguyên tố vi lượng và các nguyên tố phóng xạ.

### 1.1. Các nguyên tố đa lượng

Các nguyên tố đa lượng cần thiết cho đời sống cây trồng là H, C, O, N, K, Ca, Mg, P, S và Na (nhiều cây trồng không cần Na). Gọi là các nguyên tố đa lượng vì nhu cầu của cây lớn, hàm lượng của chúng trong cây có thể từ 0,1 đến vài chục phần trăm khối lượng chất khô (bảng 3.3). Cacbon, hydro, oxy chiếm đến 96% khối lượng chất hữu cơ, được cây hấp thụ từ CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O. Còn các nguyên tố đại lượng khác cây hấp thụ từ đất do quá trình dinh dưỡng rễ.

**Bảng 3.3. Các nguyên tố cần thiết cho cây trồng**

| Nguyên tố hoá học             | Dạng dễ tiêu cho cây trồng                                                   | Hàm lượng trong cây<br>(% khối lượng chất khô) |
|-------------------------------|------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| <b>Các nguyên tố đa lượng</b> |                                                                              |                                                |
| H                             | H <sub>2</sub> O                                                             | 6                                              |
| C                             | CO <sub>2</sub>                                                              | 45                                             |
| O                             | O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O                          | 45                                             |
| N                             | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                  | 1,5                                            |
| K                             | K <sup>+</sup>                                                               | 1,0                                            |
| Ca                            | Ca <sup>2+</sup>                                                             | 0,5                                            |
| Mg                            | Mg <sup>2+</sup>                                                             | 0,2                                            |
| P                             | H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | 0,2                                            |
| S                             | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>                                                | 0,1                                            |
| <b>Các nguyên tố vi lượng</b> |                                                                              |                                                |
| Cl                            | Cl <sup>-</sup>                                                              | 0,01                                           |
| Fe                            | Fe <sup>2+</sup> , Fe <sup>3+</sup>                                          | 0,01                                           |
| B                             | BO <sub>3</sub> <sup>3-</sup> , B <sub>4</sub> Cl <sub>7</sub> <sup>2-</sup> | 0,002                                          |
| Mn                            | Mn <sup>2+</sup>                                                             | 0,005                                          |
| Zn                            | Zn <sup>2+</sup>                                                             | 0,002                                          |
| Cu                            | Cu <sup>2+</sup> , (Cu <sup>+</sup> )                                        | 0,006                                          |
| Mo                            | MO <sub>2</sub> <sup>2-</sup>                                                | 0,00001                                        |

### a) Nito

– Nito là nguyên tố đại lượng rất cần thiết cho mọi sinh vật, không có nito thì không có bất cứ tế bào thực, động vật nào. Trong protein có 16 – 18% nito.

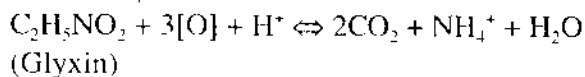
– Hợp chất có mức độ oxy hoá khác nhau của nito được gặp với số lượng nhỏ. Amoniac ở dạng tự do trong đất thực tế không gặp, nó là sản phẩm khi phân giải chất hữu cơ, được hoà tan nhanh vào nước ( $50 - 60 \text{ NH}_3 \text{ mg}/100\text{g}$  nước, ở  $10 - 20^\circ\text{C}$ ):



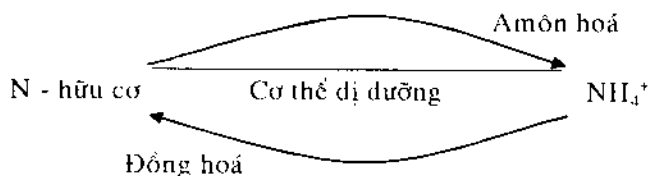
Dự trữ nito trong đất đối với dinh dưỡng cây là các hợp chất hữu cơ, có từ 93 – 99% nito tổng số ở dạng hữu cơ trong tầng mùn đất. Sự chuyển hoá hoá học hay sinh học của các hợp chất hữu cơ này để tạo thành nito dễ tiêu gọi là quá trình khoáng hoá. Ví dụ: trong một loại đất nhiệt đới có 1,5% mùn chứa trung bình 6% N, thì số lượng nito khoáng giải phóng hằng năm (hệ số mùn bị khoáng hoá hằng năm trung bình 2%) sẽ là:

$N_{\text{khoáng}} = 4.10^6 \times 1,5.10^{-2} \times 2.10^{-2} \times 6.10^{-2} = 72\text{kg N/ha/năm}$ , trong đó  $4.10^6$  là số kg đất trên diện tích 1 ha, ở độ sâu 0 – 25cm. Lượng nito khoáng giải phóng được có thể đảm bảo năng suất cây ngũ cốc 2 – 3 tạ/ha.

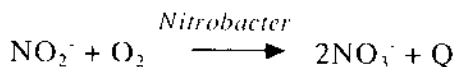
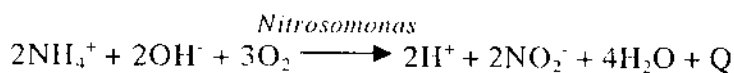
Quá trình khoáng hoá hợp chất hữu cơ chứa nito hình thành dạng  $\text{NH}_4^+$  gọi là quá trình amôn hoá do các VSV dị dưỡng (VK và nấm) thực hiện. Đó là bước thứ nhất trong quá trình khoáng hoá. Có thể minh hoạ như sau:



+  $\text{NH}_4^+$  được hình thành có thể bị keo đất hấp phụ và một phần trong dung dịch ở thể cân bằng. Đồng thời  $\text{NH}_4^+$  cũng cần cho các cơ thể dị dưỡng khác để sinh trưởng, gọi là quá trình tái sử dụng hay đồng hoá  $\text{NH}_4^+$  theo sơ đồ:



+  $\text{NH}_4^+$  được hình thành, cũng có thể được sử dụng bởi các VSV tự dưỡng (là những VSV nhận năng lượng từ các phản ứng hoá học để đồng hoá  $\text{CO}_2$ ). VSV này chuyển hoá  $\text{NH}_4^+$  tạo thành  $\text{NO}_2^-$  và  $\text{NO}_3^-$ , gọi là quá trình nitrát hoá:



(Q: năng lượng)

+  $\text{NO}_3^-$  được tạo ra là một anion không bị keo đất hấp phụ, tồn tại rất linh động trong dung dịch, dễ mất khỏi đất do rửa trôi,  $\text{NO}_3^-$  cũng là tiền đề cho quá trình phản nitrát hoá.

Quá trình amôn hoá và nitrát hoá phụ thuộc vào nhiều yếu tố chúng ảnh hưởng đến cường độ phân huỷ của VSV như nhiệt độ, độ ẩm, pH, bản chất của chất hữu cơ (tỷ lệ C/N).

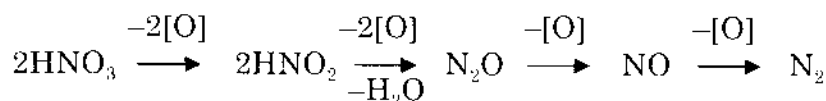
– Nito trong đất luôn biến đổi – biến đổi phi sản xuất:

Đó là mất nitơ do bay hơi  $\text{NH}_3$  ở pH cao:

$\text{pH} = \text{pK} + \log [\text{NH}_3/\text{NH}_4^+]$ ;  $\text{pK} = 9,4$  là logarit của hằng số phân ly  $\text{NH}_4^+$ .

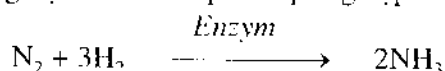
Bón phân urê không đúng có thể bay hơi  $\text{NH}_3$  ở mức 4kg N/ha/ngày (Boomsma và Pritchett, 1979).

+ Mất nitơ do phản nitrat hoá (hay khử nitrat hoá) được thực hiện do VK kỵ khí sử dụng  $\text{NO}_3^-$  như chất nhận điện tử cuối cùng (thay thế cho  $\text{O}_2$ ). Khử  $\text{NO}_3^-$  hình thành  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_2$  và  $\text{N}_2$ :

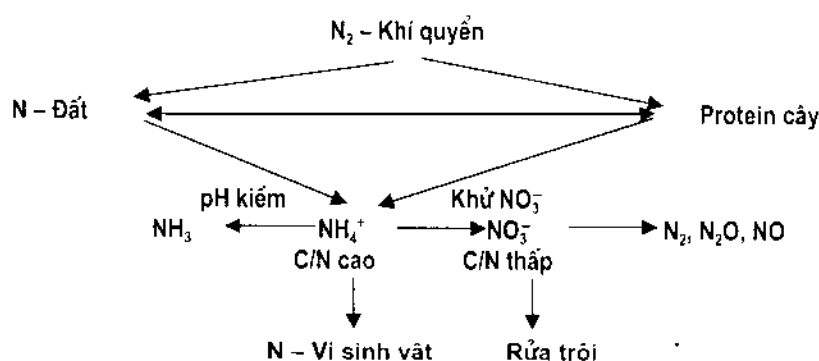


Trong thực tế mất nitơ do khử nitrat thường xảy ra ở đất bí, chặt và ngập nước. Không chỉ do phản ứng sinh học mà còn do phản ứng hoá học (khi  $\text{pH} < 5,5$ ).

– Trong đất cũng thường xuyên xảy ra quá trình cố định nitơ sinh học. Theo Postgate (1978), hằng năm lượng nitơ xâm nhập vào sinh quyển từ khí quyển là 200Mt (mega tấn hay  $10^6$  tấn) (so với sản xuất phân nitơ toàn cầu cùng năm 30Mt). Cố định nitơ sinh học là quá trình VSV sử dụng năng lượng dự trữ của sản phẩm quang hợp để đồng hoá  $\text{N}_2$  khí quyển thành  $\text{NH}_3$ :



Chu trình chuyển hoá nitơ trong đất và cây có thể minh hoạ ở hình 3.2.



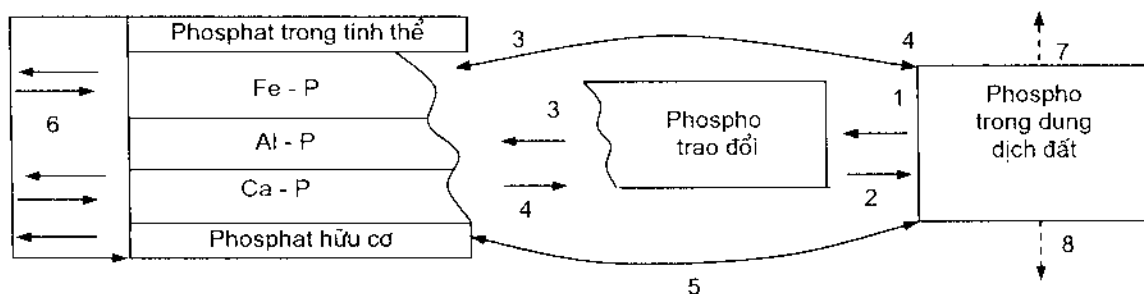
Hình 3.2. Chu trình nitơ trong đất, cây

Nitơ là một trong các nguyên tố đa lượng biến đổi rất phức tạp trong đất, có ý nghĩa nhất đối với độ phì đất cả về khía cạnh MT. Cần tính toán cân bằng nitơ trong các hệ thống canh tác để tăng cường hiệu quả sử dụng phân nitơ và hạn chế hậu quả MT của phân bón nitơ.

## b) Phospho

– Phospho là nguyên tố đa lượng quan trọng thứ hai đối với đời sống sinh vật sau nitơ. Các hoạt động sống như phân chia tế bào, quá trình phân giải, tổng hợp các chất, sự hình thành năng suất đều có sự tham gia của phospho.

– Hàm lượng phospho tổng số của đất phụ thuộc nhiều yếu tố, trước hết là đá mẹ. Hàm lượng tổng số của phospho có thể thay đổi từ 0,02 – 0,2%. Ở Việt Nam, đất đồng bằng có hàm lượng  $\text{P}_2\text{O}_5$  tổng số từ 0,02 – 0,12; đất miền núi và trung du từ 0,05 – 0,06% (Nguyễn Vy và Trần Khải, 1978). Khác với nitơ, phospho ở trong đất thường bị cố định, lượng phospho linh động gọi là phospho dễ tiêu, chiếm 1 – 2% so với lượng tổng số (hình 3.3).



|                                           |                         |                              |
|-------------------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| 3000kg/ha $\approx$ 98% $P_2O_5$          | 60kg/ha $\approx$ 1,96% | 60 - 600g/ha $\approx$ 0,01% |
| Lượng phospho khó tiêu - dự trữ trong đất | Dạng trao đổi linh động | Dạng dễ tiêu trực tiếp       |

1. Quá trình hấp phụ phosphat ( $H_2PO_4^-$ ) bởi keo tích điện dương;
2. Phản hấp phụ bằng trao đổi với  $HCO_3^-$ .
3. Cố định phosphat thành dạng khó tiêu;
4. Quá trình giải phóng hay huy động phosphat cho cây;
5. Chuyển hoá, khoáng hoá;
6. Sự chuyển hoá qua lại giữa các dạng phosphat trong đất;
7. Phosphat được cây hấp phụ;
8. Một phần nhỏ mất khỏi đất.

**Hình 3.3. Các dạng phosphat trong đất và mức độ dễ tiêu đối với cây trồng**

Hình 3.3 cho thấy tỷ lệ giữa các dạng phosphat khác nhau và mức độ dễ tiêu của chúng đối với cây trồng chiếm khoảng 0,01%  $P_2O_5$  tổng số. Lượng phosphat dễ tiêu là dạng trao đổi và dạng hoà tan, gần bằng 2% so với tổng số.

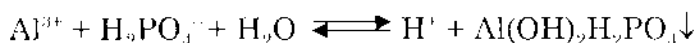
– Hai dạng phosphat chính trong đất là phosphat hữu cơ và vô cơ. Tỷ lệ phosphat hữu cơ và vô cơ phụ thuộc vào các loại đất khác nhau. Phosphat hữu cơ thường chiếm ưu thế ở đất có tỷ lệ chất hữu cơ cao.

Dạng phosphat vô cơ chủ yếu là dạng apatit (chiếm 95% phospho của vỏ Trái Đất), phospho trong khoáng vật như strengit –  $Fe(OH)_2H_2PO_4$ , vianit –  $Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ , varaxyt –  $Al(OH)_2H_2PO_4$ ; và các phosphat canxi, sắt, nhôm. Các phosphat thứ sinh của Fe, Al chủ yếu chứa trong đất chua và chua mạnh (pH = 3,5 – 4,5). Độ bền của những phosphat này sẽ bị giảm nếu giảm độ chua của đất. Bón vôi cho đất chua có ý nghĩa "động viên" phosphat cho cây trồng.

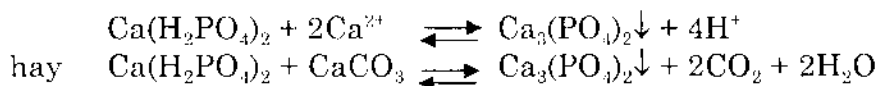
Phosphat hữu cơ chủ yếu là phytin, phosphatit, axit nucleic, dưới tác dụng phân giải của VSV sẽ giải phóng phosphat vô cơ cho cây trồng.

– Sự chuyển hoá phosphat khó hoà tan thành dạng hoà tan phụ thuộc vào pH, sự có mặt của Fe, Al, Mn, Ca hoà tan và sự hoạt động của VSV.

Trong đất chua,  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$  phản ứng với  $H_2PO_4^-$  tạo ra phosphat kiềm không hoà tan.



Trong đất có pH cao, canxi ở trạng thái hấp phụ trao đổi sẽ phản ứng với  $H_2PO_4^-$  tạo thành phosphat kết tủa.



Đó là quá trình hấp phụ hoá học, tạo thành các phosphat kết tủa, gọi là sự cố định phosphat. Khi bón phân supephosphat vào đất thì trước hết, sự cố định làm giảm hiệu lực phân bón.

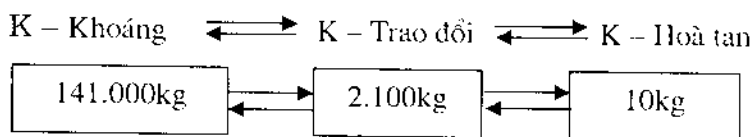
### c) Kali

– Kali là một nguyên tố dinh dưỡng rất cần thiết cho cây, một trong 3 nguyên tố đa lượng, có nhiều chức năng sinh lý đặc biệt. Mặc dù kali không có mặt trong cấu trúc một hợp chất hữu cơ bất kỳ nào của cơ thể, nhưng nó hoạt hoá các phản ứng enzym, điều hoà áp suất thẩm thấu, tăng khả năng chống chịu của cơ thể....

– Kali trong các loại đất khác nhau thì khác nhau. Đất có thành phần cơ giới nặng thường chứa kali nhiều hơn đất có thành phần cơ giới nhẹ. Theo Scheffer và Schachtschabel (1960), trong tầng đất mặt, kali tổng số khoảng 0,2 – 4%. Theo Fridland (1964) ở Việt Nam, kali trong đất thay đổi rộng. Đất bazan Phú Quý có lượng kali tổng số từ 0,07 – 0,15%. Đất mùn trên núi ở Hoàng Liên Sơn, kali tổng số đạt đến 2,60 – 3,89% ( $K_2O$ ). Hàm lượng trung bình của kali trong đất lớn hơn 1%, gấp khoảng 10 lần so với nitơ và phospho.

Kali trong đất được cung cấp chủ yếu do quá trình phong hoá đá và khoáng, do quá trình trao đổi hoà tan. Nhờ các quá trình này mà cây được cung cấp kali.

– Kali tồn tại ở trong đất có thể ở dạng muối đơn giản hoà tan (nitrat, cacbonat, sunphat) trong dung dịch; kali được các keo đất hấp phụ ở trạng thái trao đổi hay không trao đổi; kali trong mạng lưới tinh thể khoáng nguyên sinh, thứ sinh – kali khoáng, kali trong xác hữu cơ và trong cơ thể sống VSV. Các dạng nói trên tồn tại trong thế cân bằng. Laats (1957) đã tính lượng tổng số  $K_2O$  trong lớp đất canh tác là 144.000kg/ha thì cân bằng kali của đất như sau:



– Nguồn kali chủ yếu đối với cây trồng là kali hấp phụ trao đổi. Đất có thành phần cơ giới nặng, dung tích hấp phụ cation lớn, mức độ bão hoà bazơ cao thì kali cung cấp cho cây trồng càng nhiều.

### d) Canxi và magie

– Về mặt dinh dưỡng, Ca và Mg được coi là nguyên tố dinh dưỡng trung lượng. Canxi tham gia cấu trúc tế bào, màng tế bào, trong cofecmen của một số enzym, là nguyên tố giảm độc KLN. Magie trong thành phần diệp lục, trong enzym và đặc biệt là tham gia phản ứng tạo adenosin triphosphat (ATP). Sự thoái hoá đất, chua hoá là do sự mất mát thiếu hụt cation kim loại mà quan trọng nhất là Ca, Mg. Ca và Mg là hai nguyên tố có tác dụng tốt nhất làm giảm độ chua của đất và cải thiện nhiều tính chất lý, hoá học khác của đất.

– Hàm lượng Ca, Mg tổng số trong các đất thay đổi trong khoảng 0,1 – 0,15% CaO và MgO. Đất phát triển trên đá vôi chứa hơn 20% CaO và MgO.

Theo Nguyễn Vi và Trần Khải (1978), đất vùng Bắc Việt Nam, trừ đất đá vôi, hàm lượng canxi tổng số không vượt quá 1%.

– Trong đất Ca, Mg tồn tại ở các dạng: trong các khoáng vật như apatit, canxit, dolomit, gipxit, phosphorit...; trong thành phần phức hệ hấp phụ trao đổi ở dạng  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  trao đổi trong các hợp chất hữu cơ (mùn, xác động, thực vật, VSV) và trong dung dịch đất.

– Nhiều vùng đất thoái hoá, chua, độ phì nhiêu giảm, thì việc bón vôi cũng là một trong những biện pháp quan trọng nhất cải thiện độ phì. Sự bổ sung Ca, Mg vào dung dịch đất, phức hệ hấp phụ đất là nguyên lý cơ bản cải tạo MT đất chua.

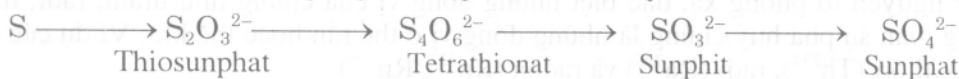
### e) Lưu huỳnh

– Lưu huỳnh (S) là nguyên tố trung lượng chứa trong thành phần một số axit amin, coenzym A và vitamin.

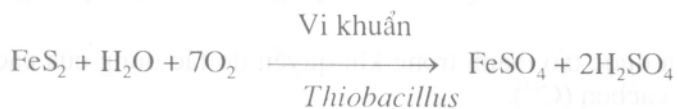
– Hàm lượng lưu huỳnh trong đất thay đổi trong khoảng từ 0,01 – 2%, phụ thuộc vào các loại đất khác nhau.

Đất ít mùn, thành phần cơ giới nhẹ có lượng S bé nhất; đất giàu chất hữu cơ như đất than bùn, đất mặn chứa nhiều S nhất.

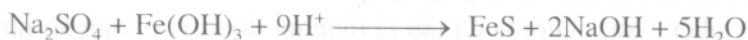
– Nguồn S trong đất chủ yếu được cung cấp từ khoáng vật, các hợp chất khí chứa S trong khí quyển và lưu huỳnh trong các hợp chất hữu cơ. Hợp chất S ở các dạng muối sunphat, sunphit, các hợp chất hữu cơ. Các hợp chất lưu huỳnh trong đất luôn bị biến đổi từ lưu huỳnh vô cơ thành hữu cơ do VSV và ngược lại. Phản ứng oxy hoá hợp chất S khử xảy ra nhanh khi hao khí:



+ Phản ứng oxy hoá pyrit là phổ biến xảy ra ở đất phèn, dẫn đến sự hình thành  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , gây phản ứng chua cho đất.



+ Trong điều kiện yếm khí, lưu huỳnh sunphat không bền vững bị khử do VK *desulfovibrio*.



Sự biến đổi lưu huỳnh trong đất liên quan đến khả năng cung cấp lưu huỳnh của đất cho cây trồng. Trong thực tế, khi bón phân supephosphat, kalisunphat, amon sunphat cũng có nghĩa cung cấp S ở dạng  $\text{SO}_4^{2-}$  cho dinh dưỡng cây trồng.

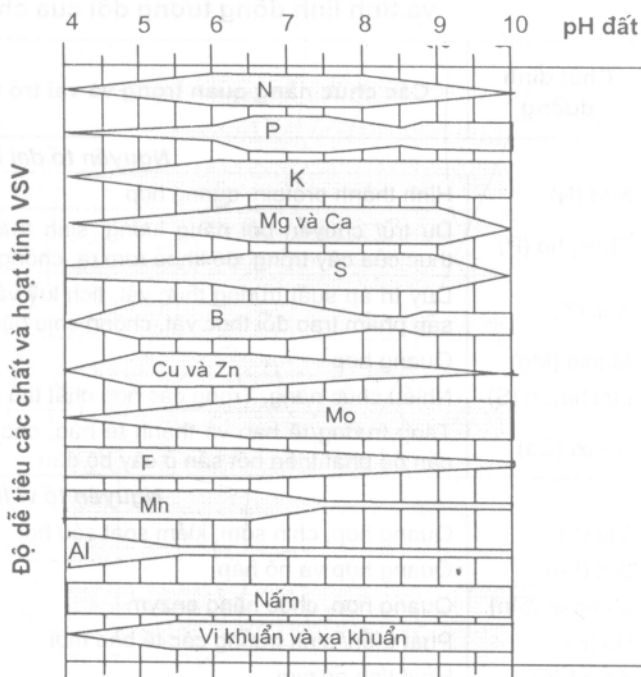
## 1.2. Các nguyên tố vi lượng

– Thực vật đòi hỏi những nguyên tố này ở lượng rất nhỏ và hàm lượng của chúng trong tự nhiên cũng rất nhỏ. Đó là các nguyên tố Mn, Zn, Cu, Co, B, và Mo, chúng có ý nghĩa đặc biệt quan trọng đối với đời sống thực vật và động vật. Hàm lượng trung bình của nguyên tố vi lượng trong đất và đá được trình bày ở bảng 3.2.

– Trong đá macma bazơ hàm lượng của Co, Zn, Cu lớn hơn trong đá axit. Các nguyên tố Mn, Zn, Cu, Co là những cation có đường kính từ 0,8 – 1,0 Å, phần lớn chứa trong mạng lưới tinh thể khoáng.

– Các nguyên tố vi lượng được giải phóng do quá trình phong hoá, phụ thuộc trước hết vào phản ứng MT và điện thế oxy hoá khử (Eh).

– Ở trong đất, các nguyên tố vi lượng tồn tại ở dạng vô cơ và hữu cơ, có ý nghĩa dinh dưỡng khác nhau đối với cây trồng. Dạng hợp chất phức chelat của nhiều nguyên tố vi lượng với chất hữu cơ (đặc biệt là



Hình 3.4. Ảnh hưởng của pH đến mức độ dễ tiêu các chất dinh dưỡng và hoạt tính VSV đất

mùn) được sử dụng như phân bón. Tầng mặt giàu mùn cũng thường giàu nguyên tố vi lượng hơn tầng sâu vì liên quan đến hoạt động của hệ thống rễ thực vật. Đặc biệt độ chua đất ảnh hưởng rất lớn tới trạng thái tồn tại của nhiều nguyên tố dinh dưỡng đa lượng (N, P, K, Ca, Mg, S) và vi lượng (Cu, Zn, Mn, Mo, B,...) trong dung dịch đất (hình 3.4).

### 1.3. Các nguyên tố phóng xạ trong đất

Trong đất các nguyên tố phóng xạ, gây nên tính phóng xạ của đất.

– Các nguyên tố phóng xạ, đặc biệt những đồng vị của chúng như urani, radi, thori. Sản phẩm trung gian sự phá huỷ chúng là những đồng vị ở thể rắn hoặc thể khí. Ví dụ các đồng vị: (U<sup>238</sup>, U<sup>235</sup>), thori (Th<sup>234</sup>), radi (Ra<sup>226</sup>) và radon (Rn<sup>222</sup>, Rn<sup>220</sup>).

– Các đồng vị của các nguyên tố hoá học "thông thường" như kali (K<sup>40</sup>), rubidi (Rb<sup>87</sup>) samari (Sm<sup>147</sup>), canxi (Ca<sup>48</sup>), kẽm (Zn<sup>96</sup>),... Trong đó kali có ý nghĩa lớn vì tính phóng xạ tự nhiên của nó lớn nhất.

– Những đồng vị phóng xạ được tạo thành trong khí quyển do tác dụng của các tia vũ trụ như: triti (H<sup>3</sup>), berili (Be<sup>7</sup>, B<sup>10</sup>), cacbon (C<sup>14</sup>).

– Tính phóng xạ tự nhiên của đất phụ thuộc chủ yếu vào đá hình thành đất. Tính phóng xạ của đất hình thành trên đá axit lớn hơn đá bazơ và siêu bazơ. Các thành phần đồng vị phóng xạ ở dạng khí thường chứa trong không khí đất hay dung dịch đất.

Dựa vào tính đồng vị phóng xạ, người ta đã tạo ra ngưỡng đồng vị phóng xạ nhân tạo ứng dụng trong nghiên cứu sinh – y học – nông nghiệp.

Những thực nghiệm cho thấy, chỉ có khoảng 16 trong số hơn 90 nguyên tố tồn tại trong tự nhiên được coi là cần thiết đối với đời sống của đa số các loại cây trồng (bảng 3.4).

**Bảng 3.4. Chức năng của những chất dinh dưỡng cho thực vật (ngoài C, H, O) và tính linh động tương đối của chúng trong đất và thực vật**

| Chất dinh dưỡng     | Các chức năng quan trọng và vai trò trong thực vật                                                          | % chất khô thực vật | Tính linh động |       |
|---------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------|----------------|-------|
|                     |                                                                                                             |                     | Thực vật       | Đất   |
| Nguyên tố đại lượng |                                                                                                             |                     |                |       |
| Nitơ (N)            | Hình thành protein, quang hợp                                                                               | 1,5                 | 5              | 5     |
| Phospho (P)         | Dự trữ/ chuyển dời năng lượng, sinh trưởng rễ, độ thành thục của cây trồng, độ khoẻ rơm rạ, chống chịu bệnh | 0,2                 | 5              | 1     |
| Kali (K)            | Duy trì áp suất trương thực vật, tích lũy và chuyển vận các sản phẩm trao đổi thực vật, chống chịu bệnh     | 1,0                 | 5              | 3 – 4 |
| Magie (Mg)          | Quang hợp                                                                                                   | 0,2                 | 5              | 2     |
| Lưu huỳnh (S)       | Nhiều chức năng. Trong các hợp chất tạo mùi ở cây hành                                                      | 0,1                 | 2              | 5     |
| Canxi (Ca)          | Tăng trưởng tế bào và thành tế bào, các VK cố định đạm cần để phát triển nốt sần ở cây bộ đậu               | 0,5                 | 1              | 2 – 3 |
| Nguyên tố vi lượng  |                                                                                                             |                     |                |       |
| Clo (Cl)            | Quang hợp, chín sớm, kiểm soát sâu hại                                                                      | 0,01                | 5              | 5     |
| Sắt (Fe)            | Quang hợp và hô hấp                                                                                         | 0,01                | 2              | 2     |
| Mangan (Mn)         | Quang hợp, chức năng enzym                                                                                  | 0,005               | —              | 2     |
| Bo (B)              | Phát triển/ sinh trưởng các tế bào mới                                                                      | 0,002               | 1              | 3     |
| Kẽm (Zn)            | Hoạt tính enzym                                                                                             | 0,002               | 2              | 2     |
| Đồng (Cu)           | Hình thành diệp lục, hạt, tổng hợp protein                                                                  | 0,0005              | 2              | 2     |
| Molipden (Mo)       | Cố định đạm ở cây bộ Đậu, các phản ứng enzym                                                                | 0,00001             | 2              | 2     |

(1 = Tính linh động yếu; 5 = Rất linh động)

Trong số này C, O và H chiếm 96% chất khô thực vật có nguồn gốc từ không khí và nước.

– Các nguyên tố hoá học khác nhau về tính chất linh động ở trong đất và trong thực vật. Sự hiểu biết về tính linh động giúp chúng ta nắm được những khía cạnh khác nhau trong quản lý phân bón. Thông thường, chia ra 3 mức độ dễ tiêu của các chất dinh dưỡng đối với thực vật:

+ Hoàn toàn dễ tiêu.

+ Chậm tiêu.

+ Không tiêu.

Các khái niệm này được giải thích ở khung 3.2.

| <b>Khung 3.2. Mức độ dễ tiêu các chất dinh dưỡng đối với thực vật</b> |                                                                                        |                                                                                                                                                                                                   |
|-----------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Mức độ dễ tiêu</b>                                                 | <b>Khi nào là dễ tiêu đối với thực vật</b>                                             | <b>Ví dụ</b>                                                                                                                                                                                      |
| Hoàn toàn dễ tiêu đối với thực vật                                    | Ngay tức thời hoặc trong thời gian sinh trưởng cây hằng năm                            | Các chất dinh dưỡng trong các loại phân bón hoà tan (KCl). Các chất hữu cơ đã khoáng hoá, các chất dinh dưỡng hấp phụ trên keo đất và hoà tan trong dung dịch đất.                                |
| Chậm tiêu đối với thực vật                                            | Trong thời gian sinh trưởng cây hằng năm hoặc trong thời gian một số cây trồng tiếp đó | Các chất dinh dưỡng ở dạng hữu cơ trong tàn dư thực vật và phân bón hữu cơ (đặc biệt chúng có tỷ lệ rộng C/N); phân khoáng hoà tan chậm (đá phosphat) và các chất hữu cơ bền vững với khoáng hoá. |
| Không tiêu đối với thực vật                                           | Có thể trong suốt quá trình canh tác                                                   | Các chất dinh dưỡng chứa trong đá, hoặc hấp phụ chặt trên những keo đất.                                                                                                                          |

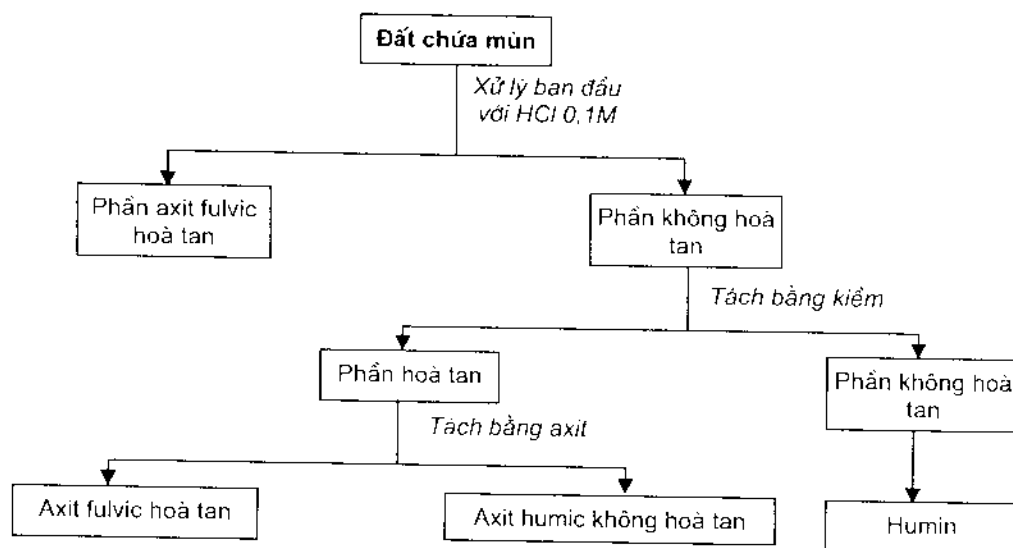
– Thành phần thể rắn của đất ảnh hưởng rất mạnh đến trạng thái các chất gây ô nhiễm. Các hợp phần đất có tiết diện bề mặt chủ yếu ảnh hưởng đến sự vận chuyển các chất gây ô nhiễm ở dạng hoà tan, không hoà tan hoặc dạng khí. Thành phần thể rắn của đất cũng gián tiếp gây ra sự thoái hoá các chất gây ô nhiễm chất hữu cơ trong môi trường đất thông qua những tác động của nó đến tỷ lệ nước/không khí trong hệ và tiếp đó đến hoạt tính sinh học của đất. Nhóm thành phần rắn có tỷ diện lớn không những kiểm soát sự vận chuyển các chất gây ô nhiễm, sự lưu giữ và giải phóng chúng, mà còn gây ra sự thoái hoá lớp đất mặt. Do đó khi đề cập đến ô nhiễm lớp đất mặt, cần chú ý nhiều đến hợp phần đất có tỷ diện lớn như loại khoáng sét, các phức hữu cơ - sét.

## 2. Thành phần hữu cơ

Chất hữu cơ trong đất được xem là phần không sống của phân thức hữu cơ đất. Nó là một hỗn thể các sản phẩm sinh ra từ quá trình chuyển hoá hoá học và VSV học các tàn tích hữu cơ. Mặc dù chất hữu cơ đất, trong hầu hết các trường hợp, chỉ chiếm phần nhỏ trong tổng thành phần rắn của đất, nhưng nó là chỉ tiêu số một về độ phì và ảnh hưởng đến nhiều tính chất đất, khả năng cung cấp chất dinh dưỡng, khả năng hấp phụ, giữ nhiệt và kích thích sinh trưởng cây trồng. Nó là nguồn cung cấp chất dinh dưỡng và năng lượng chủ yếu trong HST đất. Các sản phẩm chuyển hoá các chất hữu cơ trong đất có tên gọi chung là chất mùn, nhưng thực tế người ta phân biệt hai khái niệm:

– Chất mùn không điển hình: có nguồn gốc từ thực vật, động vật, có vai trò phong hoá đá, cung cấp chất dinh dưỡng cho cây, một số chúng có hoạt tính sinh học. Đây là nguồn bổ sung cho quá trình tạo thành mùn. Chất mùn điển hình bao gồm: Các axit mùn (axit humic, axit fulvic), hợp chất humin và ulmin (hình 3.5).





**Hình 3.5. Các bước tách thành phần mùn**

Các chất này có thể ở dạng vô định hình, nhiều kích cỡ. Các chất humic màu nâu được phân biệt dựa trên tính hoà tan thành các axit humic, ulmic và axit fulvic,... có thể do các VSV tổng hợp hoặc các hợp chất tương tự, xuất hiện do biến dạng. Các thành phần chính chất hữu cơ đất được thể hiện ở bảng 3.5.

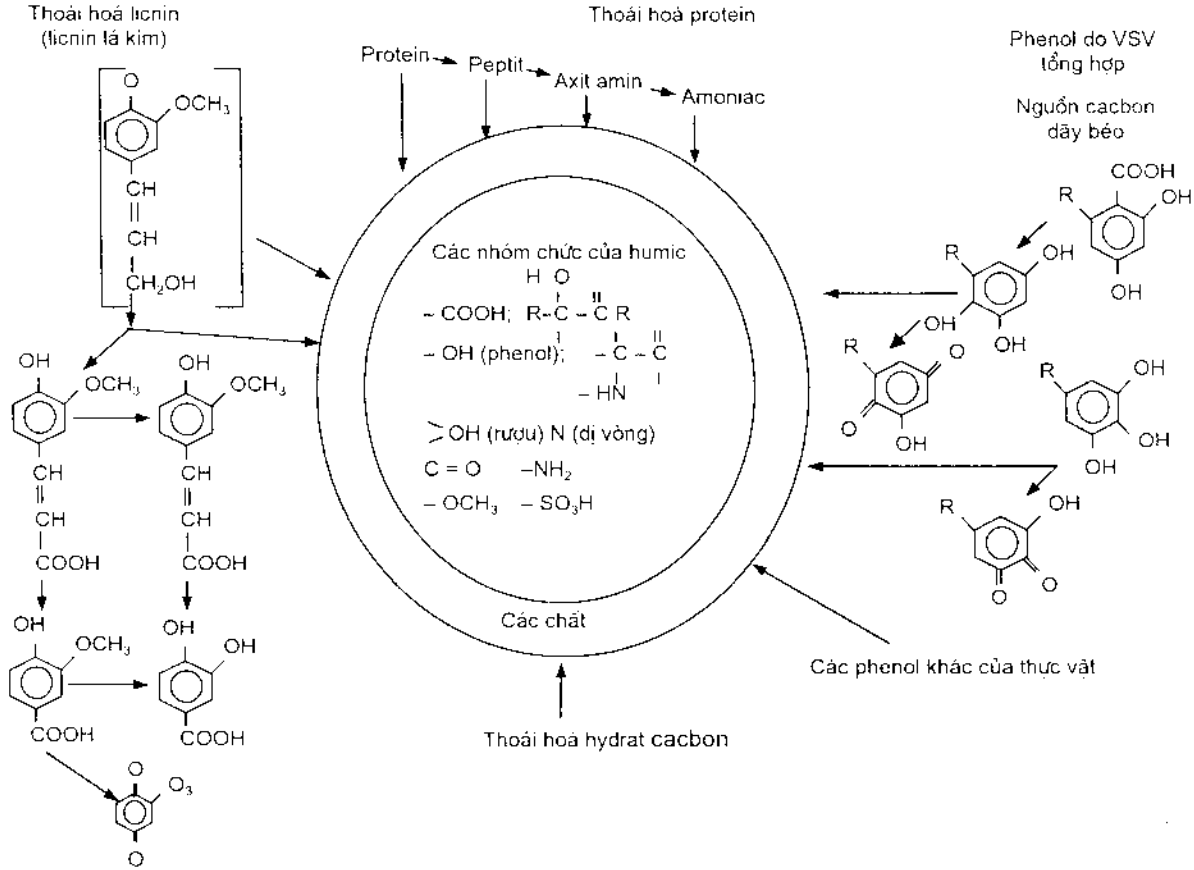
**Bảng 3.5. Định nghĩa thành phần hữu cơ đất**

| Thuật ngữ                                   | Định nghĩa                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      |
|---------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Vật rơi rụng                                | Chất hữu cơ phân tử lớn (tàn dư thực vật) trên mặt đất.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Phân nhẹ                                    | Các mô động và thực vật chưa phân huỷ và các sản phẩm phân huỷ từng phần của chúng và nó được hồi phục bằng cách tuyển nổi với chất lỏng tỷ trọng cao.                                                                                                                                                                                                                          |
| Sinh khối đất                               | Chất hữu cơ hiện diện ở trong mô sinh vật sống.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |
| Mùn                                         | Tổng các chất hữu cơ trong đất, ngoại trừ các mô động và thực vật chưa phân huỷ, những sản phẩm phân huỷ từng phần của chúng và sinh khối đất.                                                                                                                                                                                                                                  |
| Các chất humic                              | Các chất có khối lượng phân tử cao, từ màu vàng đến đen được tạo thành bởi các phản ứng tổng hợp thứ cấp. Thuật ngữ được sử dụng như tên gọi chung để mô tả vật liệu màu hoặc những thành phần của nó thu được dựa trên các đặc trưng hoà tan. Những vật liệu này được phân biệt rõ đối với môi trường đất, đối với polyme của các VSV và thực vật bậc cao (bao gồm cả lignin). |
| Các chất không phải humic (không điển hình) | Các hợp chất hoá sinh đã biết như: axit amin, hydrat cacbon, chất béo, sáp, nhựa, các axit hữu cơ,... Chất mùn có thể chứa hầu hết những hợp chất sinh hoá đã được cơ thể sống tổng hợp.                                                                                                                                                                                        |
| Humin                                       | Phần chất hữu cơ đất không tan trong kiềm của chất mùn.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |
| Axit humic                                  | Vật liệu hữu cơ màu tối có thể chiết rút từ đất bằng kiềm loãng hoặc các tác nhân khác và chúng không tan trong axit loãng.                                                                                                                                                                                                                                                     |
| Axit hymatomelanic                          | Phần axit humic tan trong cồn.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| Phần axit fulvic                            | Phần hữu cơ đất tan cả trong axit và trong kiềm.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
| Axit fulvic chung                           | Vật liệu có màu trong phần axit fulvic.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         |

(Nguồn: Stevenson, 1994).

Chất hữu cơ được chiết rút từ đất thường được tách ra các phần riêng biệt dựa vào các đặc tính hoà tan. Các phần này thường là axit humic (tan trong kiềm, không tan trong axit), axit fulvic (tan trong kiềm và trong axit); axit hymatomelanic (phần axit humic tan trong cồn) và humin (không tan trong kiềm). Những sắc tố có màu tối được chiết rút từ đất thường sản sinh do kết quả của nhiều phản ứng, nhưng chủ yếu là các phản ứng ngưng tụ có tham gia của quinon và polyphenol. Theo Stevenson (1994) thì polyphenol thu được từ lignin được các VSV tổng hợp và chuyển hoá enzym thành các quinon và chúng tự ngưng tụ hoặc kết hợp với hợp chất amin thành dạng polyme chứa nitơ. Số lượng phân tử tham gia vào quá trình, cũng như số các phương thức mà chúng kết hợp là không giới hạn. Điều đó giải thích bản chất dị thể của vật liệu humic trong bất kỳ loại đất nào. Các chất tiền thân trong cấu trúc của chất mùn đất được minh hoạ ở hình 3.6.

Các nguyên tố chính trong thành phần axit humic là C (50 – 60%) và O (30 – 35%). Axit fulvic có C ít và nhiều oxy so với humic. Tỷ lệ % của H và N biến đổi giữa 2 và 6; S từ 0 – 2%. Các phần khác nhau của các chất humic thu được trên cơ sở của đặc tính hoà tan là phần hỗn hợp dị vòng của các phân tử hữu cơ có khối lượng phân tử trung bình biến động từ vài trăm đến vài nghìn. Khối lượng phân tử trung bình của axit humic từ 10.000 – 50.000 và axit fulvic điển hình có khối lượng phân tử từ 500 – 7.000. Ở những điều kiện trung hoà hoặc kiềm yếu, các phân tử ở trạng thái trương phình là do sự đẩy nhau của các nhóm axit tích điện, trong khi ở pH thấp và nồng độ muối cao, sự gắn kết các đoàn lại xảy ra do khử điện tích.



Hình 3.6. Sơ đồ minh hoạ nguồn gốc các hợp phần chính hình thành axit humic trong đất

### 3. Tác động tương hỗ giữa các phần của pha rắn

Sự tác động tương hỗ giữa các cấu tử khác nhau của pha rắn đất, ảnh hưởng mạnh đến hoạt tính bề mặt. Bề mặt pha rắn đất là một hỗn thể, nó được đặc trưng bởi nhiều cấu tử như các chất humic, sét, oxit kim loại,  $\text{CaCO}_3$  và các khoáng khác. Điện tích của các hydroxioxit nhôm ở dạng cation phụ thuộc vào pH cũng có thể bao phủ bề mặt sét, do đó làm giảm khả năng của các khoáng sét đối với khả năng trao đổi cation của đất. Hiện tượng này càng quan trọng hơn trong những đất chua. Khi pH tăng các polyme, ảnh hưởng của hydroxit nhôm đối với khả năng trao đổi cation (CEC) bị giảm. Sự bao phủ bề mặt sét bởi chất hữu cơ và các liên kết oxit khoáng hoặc thay thế những cation trao đổi thường tăng cường những chuyển hoá bề mặt.

Sự tác động tương hỗ giữa các cấu tử pha rắn đất thường xảy ra mạnh giữa các khoáng sét và chất hữu cơ. Chúng tương tác với nhau thông qua nhiều cơ chế được thể hiện ở bảng 3.6.

**Bảng 3.6. Cơ chế hấp phụ của hợp chất hữu cơ trong dung dịch đất**

| Cơ chế                         | Các nhóm chức hữu cơ tham gia              |
|--------------------------------|--------------------------------------------|
| Trao đổi cation                | Amin, vòng NH, dị vòng N                   |
| Proton hoá (hoá điện tử dương) | Amin, dị vòng N, cacbonyl, cacboxyl hoá    |
| Trao đổi anion                 | Cacboxyl hoá                               |
| Cầu nối nước                   | Amino, cacboxyl hoá, cacbonyl, OH của rượu |
| Cầu nối cation                 | Cacboxyl hoá, amin, cacbonyl, OH của rượu  |
| Trao đổi phối tử               | Cacboxyl                                   |
| Liên kết hydro                 | Amin, cacbonyl, cacboxyl, phenylhydroxyl   |

Các cơ chế hấp phụ sẽ hoạt động khi chất hữu cơ hoà tan phản ứng với bề mặt sét. Theng (1984) nhấn mạnh rằng, số lượng chất hữu cơ hoà tan được hấp phụ có xu thế giảm khi  $\text{pH} > 4$ . Sposito (1984) giải thích hiện tượng này là do chất hữu cơ đất hoà tan hình thành các phức bề mặt giống phối tử và do đó, cơ chế hấp phụ nổi trội sẽ thích hợp đối với các anion. Cũng cần nhấn mạnh rằng, tình trạng hydrat hoá của thể khoáng ảnh hưởng đến sự hấp phụ các phân tử hữu cơ, trong một số trường hợp, bằng việc chính nó tác động đến cơ chế hấp phụ và bằng việc giảm số lượng những điểm hoạt tính của pha rắn đất có khả năng tương tác với những phân tử hữu cơ. Đối với những đất tự nhiên, những tương tác quan trọng nhất là giữa các khoáng và axit humic, fulvic. Các axit này chứa nhiều nhóm chức hoạt tính có khả năng liên kết với các khoáng sét.

Vì các ion hữu cơ thường bị đẩy ra khỏi các khoáng tích điện âm, sự hấp phụ các anion humic và fulvic bởi các khoáng lớp 2:1 (loại hình 2:1 – là khoáng thứ sinh 3 lớp, gồm 1 phiến gipxit ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) ở giữa và 2 phiến oxit silic ( $\text{SiO}_2$ ) ở hai bên (2:1). Ví dụ: Khoáng montmarilonit) chỉ xảy ra khi các cation nhiều hoá trị, hiện diện trên phức trao đổi. Các cation nhiều hoá trị, chủ yếu liên kết các axit humic và fulvic đối với sét của đất là  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  và  $\text{Al}^{3+}$ . Ion  $\text{Ca}^{2+}$  không thể hình thành dạng phức mạnh với những phân tử hữu cơ. Ngược lại dạng phức  $\text{Fe}^{3+}$  và  $\text{Al}^{3+}$  với các chất humic và liên kết mạnh với những phân tử hữu cơ này có thể xảy ra theo cơ chế này.

## III- THÀNH PHẦN THỂ LỎNG CỦA ĐẤT

### 1. Khái niệm

Nước mưa xâm nhập vào đất có mang theo một số chất hoà tan:  $\text{O}_2$ ;  $\text{CO}_2$ ;  $\text{N}_2$ ;  $\text{NH}_3$ ... cũng như một số muối ở dạng bụi, như vậy nước mưa là một dung dịch, khi xâm nhập vào đất nó hoà tan thêm một số chất từ thể rắn và thể khí. Vì vậy, nước ở trong đất gọi là dung dịch

**đất.** Dung dịch đất được xem là thể lỏng của đất, trong đó chứa các muối hoà tan, hợp chất hữu cơ khoáng và hữu cơ hoà tan vào.

– Dung dịch đất tác dụng trực tiếp với thể rắn, không khí đất, hệ thống rễ thực vật với các sinh vật lớn và nhỏ sống trong đất, cho nên, dung dịch đất được xem là phần linh động nhất ở trong đất. Nó thay đổi liên tục dưới tác động của các yếu tố địa lý, thủy văn và các mùa trong năm.

Theo Vernatsky thì dung dịch đất quan hệ với đất như máu của động vật, như dịch của tế bào cây. Các quá trình biến đổi, hoà tan các chất và hấp thụ của hệ rễ thực vật đều xảy ra trong dung dịch đất.

– Dung dịch đất có tác dụng chính sau:

+ Hoà tan các chất hữu cơ khoáng và chất khí, cung cấp thêm chất dinh dưỡng cho cây trồng.

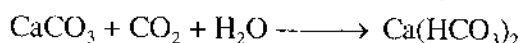
+ Thành phần và nồng độ chất hoà tan trong dung dịch đất nói lên khả năng cung cấp thức ăn dễ đồng hoá nhất của đất đối với cây.

+ Nồng độ dung dịch đất ảnh hưởng tới sự hút thu chất dinh dưỡng của cây trồng. Trong trường hợp tăng nồng độ chất hoà tan (bón phân hoá học; đất bị mặn) thì áp suất thẩm thấu của dung dịch đất tăng và cản trở sự hút nước của cây, làm cho cây héo.

+ Phản ứng của dung dịch đất ảnh hưởng tới sự hoạt động của VSV, đến các tính chất lý – hoá học của đất.

+ Trong dung dịch đất chứa một số loại muối, các chất hoà tan khác, các cation và anion có khả năng đệm.

+ Dung dịch đất chứa một số chất hoà tan làm tăng cường sự phong hoá đá:  $\text{CO}_2$  hoà tan trong dung dịch đất sẽ làm tăng sự hoà tan của  $\text{CaCO}_3$ .



Độ hoà tan của  $\text{CaCO}_3$  trong nước bão hoà  $\text{CO}_2$  lớn hơn trong nước tinh khiết 70 lần.

## **2. Nguồn gốc, thành phần và nhân tố ảnh hưởng đến dung dịch đất**

### **2.1. Nguồn gốc**

– Dung dịch đất được tạo thành từ 3 nguồn gốc: hơi ngưng tụ, mưa khí quyển, nước ngầm.

Trong điều kiện đất được tưới nước thì bản chất của dung dịch đất còn liên quan đến bản chất của nước tưới.

– Ngoài ra, các chất hoà tan trong dung dịch đất luôn được bổ sung do:

+ Bón phân vô cơ và hữu cơ.

+ Quá trình trao đổi ion trên keo đất chuyển vào dung dịch đất.

+ Quá trình phong hoá đá, phân giải chất hữu cơ.

### **2.2. Thành phần**

Thành phần và nồng độ của dung dịch đất là kết quả của hàng loạt quá trình sinh học, lý – hoá học, hoá học, lý học. Giữa dung dịch đất và phần rắn của đất luôn xảy ra sự trao đổi.

+ Trong dung dịch đất chứa các chất hữu cơ, vô cơ, và các sol keo. Thành phần vô cơ trong dung dịch đất tồn tại ở trạng thái cation và anion.

+ Các anion quan trọng nhất của dung dịch đất là  $\text{HCO}_3^-$ ;  $\text{NO}_2^-$ ;  $\text{NO}_3^-$ ;  $\text{Cl}^-$ ;  $\text{SO}_4^{2-}$ ;  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ;  $\text{HPO}_4^{2-}$

– Trong các cation ở trong dung dịch đất có:  $\text{Ca}^{2+}$ ;  $\text{Mg}^{2+}$ ;  $\text{Na}^+$ ;  $\text{K}^+$ ;  $\text{NH}_4^+$ ;  $\text{H}^+$ ;  $\text{Al}^{3+}$ ;  $\text{Fe}^{3+}$ . Ngoài ra, trong dung dịch đất còn có lượng nhỏ các cation của các nguyên tố vi tố vi lượng:  $\text{Mn}^{2+}$ ;  $\text{Zn}^{2+}$ ;  $\text{Cu}^{2+}$ ;  $\text{Co}^{2+}$ ,...

– Các anion của dung dịch đất:

+  $\text{HCO}_3^-$  và  $\text{NO}_3^-$  chiếm phần chủ yếu trong đất không mặn (90% hoặc lớn hơn).  $\text{HCO}_3^-$  thay đổi phụ thuộc vào cường độ của quá trình oxy hoá chất hữu cơ, còn  $\text{NO}_3^-$  xuất hiện chủ yếu do kết quả quá trình nitrat hoá.

+  $\text{NO}_2^-$  là sản phẩm trung gian trong quá trình nitrat hoá có chứa trong dung dịch đất với số lượng rất nhỏ, bởi vì nó bị oxy hoá nhanh đến  $\text{NO}_3^-$ .

+  $\text{Cl}^-$  chứa ít trong đất không mặn, nhưng chứa nhiều trong đất mặn.

+  $\text{SO}_4^{2-}$  xuất hiện do sự hoà tan của sunphat (thạch cao). Ngoài ra, do kết quả của quá trình oxy hoá sinh học,  $\text{H}_2\text{S}$  cũng tạo thành  $\text{SO}_4^{2-}$ . Trong đất mặn thường  $\text{Cl}^-$ ;  $\text{SO}_4^{2-}$  và  $\text{CO}_3^{2-}$  chứa nhiều hơn và dựa vào sự ưu thế của từng anion mà người ta gọi là đất mặn sunphat; clo hay cacbonat.

+ Ion phosphat ( $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{HPO}_4^{2-}$ ;  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) ở trong dung dịch đất với số lượng rất nhỏ vì bị liên kết với Fe, Al và Ca.

+ Canxi mono phosphat  $\text{Ca}_3(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  hoà tan tốt trong nước (10g  $\text{P}_2\text{O}_5/\text{l}$ ). Canxi diphosphat  $\text{CaHPO}_4$  hoà tan yếu hơn (20 – 69mg  $\text{P}_2\text{O}_5/\text{l}$ ).

+ Canxi triphosphat  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$  hoà tan rất ít trong nước (0,74mg  $\text{P}_2\text{O}_5$ ).

– Các cation của dung dịch đất:

Giữa các cation trong dung dịch đất và cation ở trạng thái hấp phụ luôn có một cân bằng động. Trong những đất không mặn, không chua thì  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  chiếm ưu thế; trong các đất chua là  $\text{H}^+$ ;  $\text{Al}^{3+}$ ;  $\text{Fe}^{3+}$  và trong đất mặn thì  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ .

– Chất hữu cơ của dung dịch đất:

Trong dung dịch đất chứa một số chất hữu cơ (ở dạng dịch keo hay dung dịch thật). Chất hữu cơ là sản phẩm hoạt động sống của VSV; động vật và thực vật, và các sản phẩm phân giải của chúng như: các loại đường; axit hữu cơ; rượu; axit amin; vitamin; kháng sinh và độc tố. Tuy nhiên nồng độ của chúng rất thấp.

– Các chất khí trong dung dịch đất:

+ Ngoài các khí thông thường trong dung dịch đất như:  $\text{N}_2$ ;  $\text{O}_2$ ;  $\text{CO}_2$ ; còn có  $\text{NO}_2$ ;  $\text{NH}_3$  được hình thành khi giông bão cũng chứa trong dung dịch đất. Trong các khí thì  $\text{CO}_2$  có khả năng hoà tan lớn nhất, tiếp đến là  $\text{O}_2$  và hoà tan ít nhất là  $\text{N}_2$ . Trong 100ml nước ở điều kiện  $20^\circ\text{C}$  thì hoà tan được 88ml  $\text{CO}_2$ , 3,1ml  $\text{O}_2$  và 1,5ml  $\text{N}_2$ .

+ Trong số các khí hoà tan trong dịch đất, quan trọng nhất là  $\text{CO}_2$  và  $\text{O}_2$ . Sự có mặt của chúng ảnh hưởng mạnh đến tính chất hoá học và sinh học của đất.

### **2.3. Các nhân tố ảnh hưởng đến dung dịch đất**

Dung dịch đất là phần linh động nhất, dễ thay đổi về thành phần và nồng độ. Các nhân tố ảnh hưởng là:

– Lượng nước trong đất: Lượng nước nhiều sẽ làm giảm nồng độ chất hoà tan và có thể hoà tan thêm một số chất. Ngược lại, lượng nước giảm làm tăng nồng độ của dung dịch đất và có thể thay đổi thành phần của dung dịch đất.

– Sự hoạt động của sinh vật: Hệ thống rễ của thực vật hút nước và chất dinh dưỡng từ đất

và do đó làm thay đổi thành phần và nồng độ của dung dịch đất. Trong đất có nhiều VSV và do hoạt động sống của chúng làm thay đổi thành phần và nồng độ của dung dịch đất. Vi khuẩn nitrat hoá (*Nitrosomonas*; *Nitrobacter*). Vi khuẩn sunphat hoá (*Thiobacillus*, *Thiooxidans*) đã tạo thành các axit  $\text{HNO}_3$ ;  $\text{H}_2\text{SO}_4$  là axit hoá dung dịch đất. Vi khuẩn amon hoá phân giải chất hữu cơ chứa N tạo thành  $\text{NH}_4^+$  làm kiềm hoá dung dịch đất.

– Phản ứng của dung dịch đất: Phản ứng của dung dịch đất liên quan chặt chẽ tới sự hoà tan và mức độ dễ tiêu của nhiều nguyên tố dinh dưỡng.

Ở đất chua  $\text{Al}^{3+}$ ;  $\text{Fe}^{3+}$ ;  $\text{Mn}^{2+}$ ;  $\text{Cu}^{2+}$ ;  $\text{Zn}^{2+}$ ;... ở trạng thái hoà tan và dễ tiêu nhiều.

Đất kiềm thì  $\text{Fe}^{3+}$ ;  $\text{Al}^{3+}$  kết tủa hoàn toàn.

Phản ứng của dung dịch đất còn ảnh hưởng tới hoạt động của VSV và do đó ảnh hưởng tới dung dịch đất.

– Nhiệt độ: Nhiệt độ càng cao thì sự hoà tan các chất càng nhiều, nồng độ của dung dịch càng tăng.

– Thành phần của đá mẹ, nước ngầm, phân bón cũng ảnh hưởng đến thành phần và nồng độ của dung dịch đất.

– Phụ thuộc vào độ hoà tan: Sự hoà tan các chất khí trong dung dịch đất giảm đi khi nhiệt độ tăng lên, ngược lại nó sẽ tăng khi nhiệt độ và áp suất khí quyển tăng lên.

## IV- THÀNH PHẦN SINH HỌC CỦA ĐẤT

– Trong đất có chứa nhiều nhóm sinh vật khác nhau bao gồm động vật, thực vật và VSV. Các nhóm sinh vật này sống trong đất, tương tác lẫn nhau trong mối quan hệ phức tạp mà điển hình là 4 hình thức quan hệ chính: Cộng sinh, hỗ sinh, ký sinh – vật chủ, đối kháng. Các phản ứng sinh hoá học trong đất và nước do hoạt tính sinh học quyết định. Đất thường chứa hàng tỷ sinh vật. Các nhóm sinh vật chính trong đất là virus, VK, nấm, tảo và các khu hệ sinh vật lớn. Tất cả những sinh vật này có những tổ sinh thái và các chức năng đặc trưng đóng góp cho hoạt tính sinh học của MT đất.

– Hệ thống sinh học hiện nay phân loại theo 5 giới gồm:

- 1) Giới khởi sinh (*Monera*): gồm vi khuẩn, xạ khuẩn, vi khuẩn cổ (đây là sinh vật nhân sơ).
- 2) Giới nguyên sinh (*Protista*): gồm động vật nguyên sinh, tảo, nấm nhầy (là sinh vật nhân thực).
- 3) Giới nấm (*Fungi*): Gồm nấm men, nấm sợi, nấm lớn (nấm quả thể) (là sinh vật nhân thực).
- 4) Giới thực vật (*Plantae*): Gồm các loài thực vật bậc cao khác nhau.
- 5) Giới động vật (*Animalia*): Chỉ gồm các loài động vật (là sinh vật nhân thực).

– Gần đây dựa vào trình tự rARN\* 16S (rARN\* – axit ribonucleic riboxom dùng để phân loại hoặc định danh VSV), người ta chia sinh giới ra làm:

- 1) Vi khuẩn.
- 2) Sinh vật nhân thực (*Eukaryota*) gồm:
  - + Giới nguyên sinh.
  - + Giới nấm.
  - + Giới thực vật.
  - + Giới động vật.

Các sinh vật đất là thành phần quan trọng của MT đất, chúng xúc tiến một cách liên tục sự

tác động tương hỗ giữa những hợp phần sống và không sống là nhân tố quyết định độ phì nhiêu của đất. Đất chứa nhiều VSV gọi là "đất sống – living soil" (bảng 3.7).

**Bảng 3.7. Cấu trúc sinh khối trong môi trường đất**

| Các dạng MT đất | Thực vật bậc cao | Tảo  | Vì sinh vật đất | Sinh khối |
|-----------------|------------------|------|-----------------|-----------|
|                 | (% sinh khối)    |      | (tấn/ha)        |           |
| Đài nguyên      | 99,1             | 0,20 | 0,70            | 28,25     |
| Rừng Taiga      | 98,8             | 0,14 | 0,06            | 338,6     |
| Rừng lá rộng    | 99,5             | 0,30 | 0,20            | 505,9     |
| Thảo nguyên     | 93,0             | 3,90 | 3,10            | 25,60     |
| Hoang mạc       | 81,0             | 9,50 | 9,50            | 5,300     |

Đất là một hệ đa thể chứa tất cả các giới sinh vật và các yếu tố MT của chúng (hình 3.7).

Một số giới chính có ảnh hưởng nhiều mặt đến MT đất là:

## 1. Vì sinh vật

### 1.1. Phân loại vì sinh vật

Các VSV trong đất tuy có khối lượng nhỏ, nhưng số lượng rất lớn, đa dạng và phân chia thành:

– VSV quang dưỡng (phototrophic microorganisms): là sinh vật dùng năng lượng từ ánh sáng Mặt Trời (ví dụ: Vi khuẩn lam).

– VSV hoá dưỡng (chemotrophic microorganisms): là VSV sử dụng năng lượng từ quá trình oxy hoá các hợp chất hoá học.

– VSV quang dị dưỡng:

+ VSV quang dị dưỡng (photoheterotroph) sử dụng nguồn năng lượng từ ánh sáng, nguồn cacbon từ các chất hữu cơ.

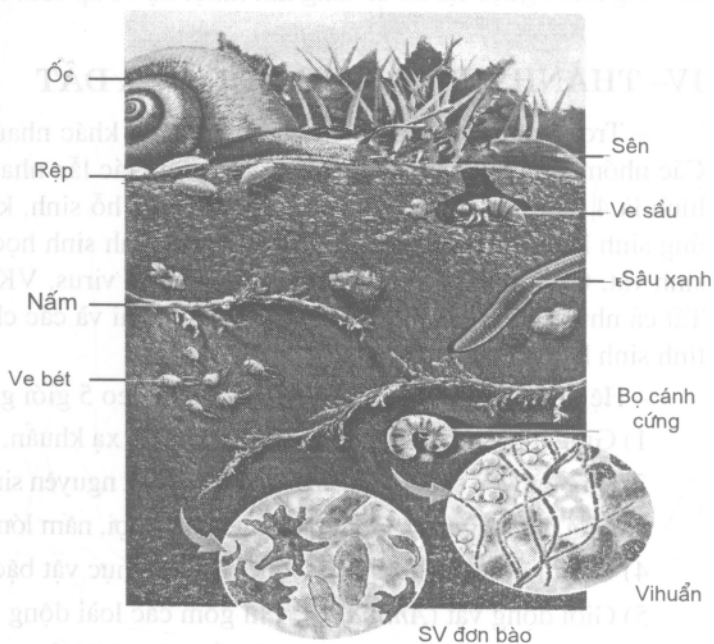
+ VSV quang tự dưỡng (photoautotroph) dùng nguồn năng lượng từ ánh sáng, nguồn cacbon từ  $CO_2$ .

– VSV hoá dưỡng:

+ VSV hoá dị dưỡng (chemoheterotroph) dùng năng lượng từ phản ứng hoá học, nguồn cacbon từ hợp chất hữu cơ.

+ VSV hoá tự dưỡng (chemoautotroph) dùng năng lượng từ phản ứng hoá học, nguồn cacbon từ  $CO_2$ .

Paul và Clark (1989) cho biết, nguồn năng lượng và nguồn cacbon được sử dụng để phân biệt sự khác nhau về sinh lý cơ bản của VK và của sinh vật nói chung. Những sinh vật sử dụng



**Hình 3.7. Tính đa hệ của đất**

ánh sáng làm nguồn năng lượng được gọi là sinh vật quang dưỡng (phototrophic); những sinh vật sử dụng năng lượng được tích lũy trong các hợp chất hoá học khác nhau gọi là sinh vật hoá dưỡng (chemotrophic). Nếu sinh vật sử dụng  $\text{CO}_2$  làm nguồn cacbon tế bào thì gọi là dinh dưỡng vô cơ (lithotrophic). Nếu cacbon của tế bào có nguồn gốc từ cơ chất hữu cơ thì gọi là sinh vật dinh dưỡng hữu cơ (organotrophic). Những khác biệt trong các thuật ngữ dinh dưỡng vô cơ và dinh dưỡng hữu cơ còn có tên tương ứng là tự dưỡng và dị dưỡng. Đại đa số các loài VK đã biết là dị dưỡng (hữu cơ – hoá dưỡng). Những sinh vật quang tự dưỡng bao gồm thực vật bậc cao; hầu hết các loại tảo, VK lam; VK lưu huỳnh màu xanh. Các VK hoá dưỡng sử dụng nguồn năng lượng khác nhau như  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{S}^{2-}$  và  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ .

Nấm là những sinh vật nhân chuẩn (Eukaryota) như nấm lớn, vi nấm, nấm cò giày – lycoperdon). Những sinh vật dinh dưỡng hữu cơ này phân huỷ những xác hữu cơ. Đặc trưng đối với nấm là tạo ra những sợi mảnh hoặc sợi nấm, hình thành phần dinh dưỡng dạng sợi hay tản, đạt tới đường kính vài dm. Tảo là VSV có khả năng quang hợp phổ biến trong đất. Địa y là dạng cộng sinh giữa nấm với tảo lục hoặc với VK lam. Động vật nguyên sinh và động vật đa bào phát triển trong đất và hình thành khu hệ động vật cỡ trung bình.

Mật độ VSV trong phẫu diện đất phụ thuộc vào sự phân bố chất hữu cơ, độ sâu tầng đất, độ ẩm và độ chua hay độ kiềm của đất (bảng 3.8).

**Bảng 3.8. Sự phân bố của VSV theo các điều kiện MT đất**

| Độ sâu (cm) | Độ ẩm (%) | $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ | Vi khuẩn ( $\times 10^5$ ) | Xạ khuẩn ( $\times 10^5$ ) | Vi nấm ( $\times 10^5$ ) | Nhóm VK nitrat hoá ( $\times 10^5$ ) |
|-------------|-----------|----------------------------------|----------------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------------------|
| 0 – 22      | 32,0      | 6,0                              | 23,2                       | 47,8                       | 24,3                     | 408                                  |
| 22 – 37     | 22,0      | 4,9                              | 37,7                       | 10,2                       | 29,2                     | 408                                  |
| 37 – 55     | 36,4      | 5,0                              | 16,2                       | 2,40                       | 2,04                     | 408                                  |
| > 55        | 28,0      | 5,2                              | 4,31                       | 0,75                       | 5,50                     | 408                                  |

Tuy nhiên, những VSV thường tập trung ở lớp đất mặt, đặc biệt xung quanh vùng rễ (rhizosphere) của cây trồng. Tại đây, chúng có thể sống cộng sinh hoặc sống tự do, làm nhiệm vụ phân huỷ hay tổng hợp các chất và đồng thời cũng thu nhận những chất do rễ bài tiết (các vitamin, các axit hữu cơ, vi lượng hoặc nhiều hợp chất khác) (bảng 3.9).

**Bảng 3.9. Mật độ VSV đất trong vùng đất quanh rễ cây lupin xanh (tế bào/g đất)**

| Khoảng cách từ rễ ( $\mu\text{m}$ ) | VK ( $\times 10^7$ ) | Xạ khuẩn ( $\times 10^7$ ) | Vi nấm ( $\times 10^5$ ) |
|-------------------------------------|----------------------|----------------------------|--------------------------|
| 0                                   | 15,9                 | 4,6                        | 3,55                     |
| 0 – 3                               | 4,97                 | 1,55                       | 1,76                     |
| 3 – 6                               | 3,80                 | 1,14                       | 1,70                     |
| 9 – 12                              | 3,74                 | 1,18                       | 1,30                     |
| 15 – 18                             | 3,41                 | 1,01                       | 1,17                     |
| 80                                  | 2,73                 | 0,91                       | 0,91                     |

Những lỗ hổng trong đất được các khu hệ vi động vật và vi thực vật cư trú và một số cổ nút của các lỗ hổng có thể các hệ sinh vật cỡ trung bình xâm nhập, thực vật có thể xuyên qua các đại đoàn lap và là nơi diễn ra nhiều quá trình trao đổi chất. Phân tích hoá học các đại đoàn lap đều phát hiện lượng lớn các chất dinh dưỡng (C, N, S, P) và các loại đường có nguồn gốc VSV.



Các VK và nấm rất quan trọng trong các chuyển hoá sinh hoá học. Do chúng có ảnh hưởng lớn tới hành vi và giảm thiểu nhiều chất gây ô nhiễm. Phân bố một số nhóm trong khu hệ sinh vật nhỏ được thể hiện ở số lượng và sinh khối ở bảng 3.10.

**Bảng 3.10. Ước lượng sự phong phú của các VSV trong MT đất**

| VSV      | Số lượng/g đất | Sinh khối ở vùng rễ (kg/ha) |
|----------|----------------|-----------------------------|
| Vi khuẩn | $10^8$         | 500                         |
| Xạ khuẩn | $10^7$         | 500                         |
| Nấm      | $10^6$         | 1.500                       |

(Nguồn: I.L. Pepper & K.I. Josphson, 2000)

#### a) Vi khuẩn

Trong tất cả các nhóm sinh vật sống trong đất, VSV có số lượng và thành phần phong phú nhất. VSV bao gồm tất cả những sinh vật có kích thước nhỏ bé (tính bằng  $\mu\text{m}$ ) mà muốn quan sát được phải sử dụng kính hiển vi. Chúng không phải là một nhóm riêng trong sinh giới mà bao gồm từ những thể chưa có cấu tạo tế bào như virus đến các thể sống đã có cấu tạo tế bào nhưng chưa có nhân hoàn chỉnh (nhân sơ) như VK *Bacteria*, cho đến các vi nấm đã có cấu tạo nhân điển hình giống như nhân của các sinh vật bậc cao.

Chúng sinh trưởng và tái sinh sản nhanh và về mặt dinh dưỡng có thể phân chia thành tự dưỡng và dị dưỡng. Thông thường những VK hiếu khí nhiều hơn so với VK kỵ khí.

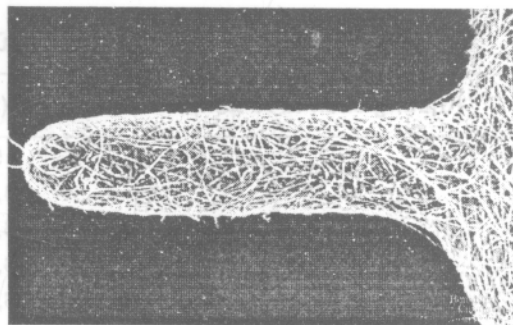
#### b) Xạ khuẩn

Nhóm này có một số đặc trưng giống VK nhưng một số đặc trưng lại giống với nấm. Phần lớn chúng là hiếu khí. Xạ khuẩn có thể trao đổi chất với các chất hữu cơ khác nhau.

#### c) Nấm khác

Khác với VK và xạ khuẩn, nấm thuộc nhóm sinh vật có nhân chuẩn (*Eukaryote*). Chúng là sinh vật dị dưỡng và đa số hiếu khí. Một số loài nấm đất phổ biến nhất là *Penicillium*, *Aspergillus*, *Fusarium*, *Rhizoctonia*, *Alternaria*, và *Rhizopus*.

Đường kính của sợi nấm có thể từ 10 – 50  $\mu\text{m}$  (hình 3.8). Kích thước này cho phép phân biệt chúng về mặt hình thái với xạ khuẩn nhỏ hơn, sinh khối đạt 1.500kg/ha. Nấm tham gia mạnh vào việc phân huỷ chất hữu cơ đất. Nấm chứa nhiều hệ enzym khác nhau và do đó chúng có thể tranh chấp đường đơn, các axit hữu cơ và các phức chất như cellulose và lignin. Nấm rất quan trọng trong việc kiểm soát các chất hữu cơ gây ô nhiễm ở trong đất. Đối với những chất gây ô nhiễm vô cơ chúng không tham gia trực tiếp. Vì nấm chống chịu



**Hình 3.8. Sợi nấm hình ống**

pH đất thấp ( $\text{pH} < 5,5$ ) so với VK và xạ khuẩn nên chúng có hoạt tính lớn trong phân huỷ chất hữu cơ ở những đất chua. Nấm tạo thành những tổ hợp gây bệnh thực vật như *Fusarium.spp* nhưng đồng thời cũng tạo thành những tổ hợp có ích với tất cả thực vật thông qua hệ sợi nấm. Chúng cũng sản xuất ra các loại kháng sinh có lợi cho con người. Các đặc trưng của vi khuẩn, xạ khuẩn và nấm trong MT đất được thể hiện ở bảng 3.11.

**Bảng 3.11. Các đặc trưng của VK, xạ khuẩn và nấm trong MT đất**

| Thông số                                    | Vi khuẩn                                | Xạ khuẩn                                               | Nấm                         |
|---------------------------------------------|-----------------------------------------|--------------------------------------------------------|-----------------------------|
| Số lượng                                    | Lớn nhất                                | Trung bình                                             | Ít nhất                     |
| Sinh khối                                   | VK và xạ khuẩn có sinh khối giống nhau  |                                                        | Sinh khối lớn nhất          |
| Mức phân nhánh                              | Nhẹ                                     | Dạng sợi, nhưng một số phân đoạn với tế bào riêng biệt | Các dạng phân nhánh mạnh    |
| Thể sợi nấm khí sinh                        | Không có                                | Có                                                     | Có                          |
| Sinh trưởng trong MT lỏng                   | Có – độ đục                             | Có – kết von                                           | Có – kết von                |
| Tốc độ sinh trưởng                          | Luỹ thừa (hàm số mũ)                    | Mũ ba                                                  | Mũ ba                       |
| Thành tế bào                                | Murein, axit teichoic và lipopolycaride | murein, axit teichoic và lipopolycaride                | Chitin và cellulose         |
| Phức hợp các cơ thể trưởng thành            | Không có                                | Đơn giản                                               | Phức hợp                    |
| Sự cạnh tranh đối với những cơ thể đơn giản | Cạnh tranh mạnh nhất                    | Cạnh tranh yếu nhất                                    | Trung bình                  |
| Cố định Nito                                | Có                                      | Có                                                     | Không                       |
| Hiếu khí                                    | Hiếu khí, kỵ khí                        | Đa số hiếu khí                                         | Hiếu khí, ngoại trừ nấm men |
| Chống chịu độ ẩm                            | Chống chịu yếu nhất                     | Trung bình                                             | Chống chịu mạnh nhất        |
| pH tối ưu                                   | 6 – 8                                   | 6 – 8                                                  | 6 – 8                       |
| pH cạnh tranh                               | 6 – 8                                   | > 8                                                    | < 5                         |
| Tính cạnh tranh trong đất                   | Tất cả các loại đất                     | Chủ yếu ở đất khô, pH đất cao                          | Chủ yếu ở đất có pH thấp    |

## 1.2. Tình trạng chung và hoạt tính của các VSV trong đất

Đất là một MT khắc nghiệt, nhưng đất lại chứa lượng lớn các quần thể VSV và liệu các sinh vật đất có thích nghi với MT khắc nghiệt này không? và chúng phải có những cơ chế nào để khai thác các nguồn sẵn có trong đất. Những cơ chế này cũng cho phép các sinh vật sống sót lâu dài khi các nguồn không sẵn có.

Như đã biết, đất chứa lượng lớn các quần xã sinh vật và có tính đa dạng cao. Tính đa dạng cũng đảm bảo rằng tất cả những chất dinh dưỡng dễ tiêu được sử dụng trong đất. Các sinh vật sử dụng những dạng chất dinh dưỡng khác nhau trong những MT khác nhau (bảng 3.12).

**Bảng 3.12. Điện thế oxy hoá khử và các chất trong đất bị khử**

| Điện thế oxy hoá khử (mV) | Phản ứng                     | Kiểu sinh vật         |
|---------------------------|------------------------------|-----------------------|
| + 800                     | $O_2 \rightarrow H_2O$       | Hiếu khí              |
| + 740                     | $NO_3 \rightarrow N_2, N_2O$ | Kỵ khí không bắt buộc |
| - 220                     | $SO_4 \rightarrow S^{2-}$    | Kỵ khí                |
| - 300                     | $CO_2 \rightarrow CH_4$      | Kỵ khí                |

### **a) Sự phân bố của VSV trong đất**

– VSV phân bố rộng khắp mọi nơi trên Trái Đất, từ núi cao đến biển sâu. Chúng có trên cơ thể người, động vật; có nhiều trong đất, trong nước, trong không khí. Chúng có khả năng thích nghi nhanh nên còn có mặt cả những nơi có điều kiện MT rất khắc nghiệt như trong băng ở Bắc Cực, trong các rãnh thủy nhiệt dưới đáy đại dương, nơi có nhiệt độ đến  $100^{\circ}\text{C}$ . Do có kích thước nhỏ bé nên chúng dễ dàng phân tán nhờ gió, nhờ nước và nhờ các sinh vật khác. Chúng có thể di chuyển một cách dễ dàng đến mọi nơi trong thiên nhiên. Nhất là những VSV có khả năng hình thành bào tử, bào tử của chúng có khả năng sống tiềm sinh trong các điều kiện khó khăn. Có thể phát hiện được các bào tử của một loài VSV gây bệnh cây bay trong không khí, cách nơi chúng sinh ra hàng chục km, khi gặp điều kiện thuận lợi chúng lại sinh sôi nảy nở. Bởi vậy, chúng phân bố rộng khắp mọi nơi trên Trái Đất. Tuy nhiên, đất vẫn là nơi cư trú phổ biến nhất của các nhóm VSV kể cả thành phần và số lượng.

– Các nhóm VSV chính cư trú trong đất bao gồm virus, VK, xạ khuẩn (cũng được coi là VK), vi nấm, tảo, động vật nguyên sinh. Trong đó VK chiếm số lượng nhiều nhất. Thường trong các loại đất VK chiếm tỷ lệ trung bình từ 80 – 90% tổng số VSV. Trong đó có các loại VK hiếu khí, VK kỵ khí, VK tự dưỡng, VK dị dưỡng..., xạ khuẩn và nấm chiếm 8 – 18%. Còn lại là các nhóm tảo đơn bào và động vật nguyên sinh. Tỷ lệ này thay đổi tùy theo loại đất, tầng đất, chế độ canh tác, khu vực địa lý và thời vụ,...

+ Quần thể VSV thường phân bố nhiều nhất ở tầng 0 – 20cm. Tầng đất này là nơi có điều kiện MT thích hợp nhất cho VSV sinh trưởng như độ ẩm, nhiệt độ, ánh sáng, độ thông khí,... tầng đất này thường là nơi tập trung nhiều rễ cây. Trong quá trình sống, rễ cây tiết ra nhiều chất dinh dưỡng, đồng thời bản thân rễ, lá cây rụng xuống cũng là nguồn dinh dưỡng của nhiều nhóm VSV. Đặc biệt đối với đất canh tác, tầng đất này còn được gọi là tầng canh tác, thường xuyên được chăm bón, xới cày tạo điều kiện cho VSV sinh trưởng. Sự phát triển của VSV lại chính là yếu tố làm cho đất giàu dinh dưỡng do quá trình phân huỷ, chuyển hoá các hợp chất khó tiêu thành các chất dễ tiêu cho cây trồng hấp thụ.

+ Số lượng VSV giảm dần theo tầng đất, càng xuống sâu số lượng càng giảm, đặc biệt là các nhóm VSV hiếu khí. Riêng đất bạc màu, VSV phân bố đáng kể đến tầng 20 – 40cm, sau đó giảm dần ở các tầng sâu hơn.

+ Thành phần các nhóm VSV cũng biến động theo tầng đất. Ở tầng 0 – 20cm thường tập trung các nhóm VSV hiếu khí như xạ khuẩn, vi nấm và VK hiếu khí. Càng xuống sâu các nhóm VSV hiếu khí càng giảm, ngược lại các nhóm kỵ khí như VK phản nitrat hoá tăng ở tầng 20 – 40cm.

+ Sự phân bố của các VSV trong đất còn phụ thuộc vào các loại đất. Các loại đất khác nhau có điều kiện dinh dưỡng, độ ẩm, độ thoáng khí, pH,... khác nhau, các yếu tố MT này quyết định thành phần và số lượng của VSV. Ở những đất ngập nước như đất lúa nước, điều kiện ngập nước ảnh hưởng đến sự thông khí, nhiệt độ,... quyết định thành phần VSV. Ở đây, các nhóm VSV yếm khí phát triển mạnh. Tỷ lệ giữa các VK hiếu khí/ yếm khí luôn nhỏ hơn, thường là 0,2 – 0,4. Trong khi đó ở đất vườn trồng cây ăn quả hoặc đất trồng rau, củ, là nơi có điều kiện thông khí tốt nên tỷ lệ này luôn lớn hơn 1.

– Mỗi loài thực vật trong quá trình sống nó đào thải qua bộ rễ một tổ hợp các chất khác nhau, khi rễ cây chết đi cũng để lại trong đất các thành phần hữu cơ khác nhau. Số lượng và thành phần các hợp chất hoá học có trong vùng rễ quyết định số lượng và thành phần loài VSV sống trong vùng rễ đó. Ở trong vùng rễ của cây họ đậu, thường VK cố định nitơ cộng sinh và

các nhóm VSV tham gia trong quá trình phân huỷ các hợp chất chứa nitơ chiếm ưu thế. Trong vùng rễ của cây ăn quả hoặc cây ăn củ như khoai, sắn, nhóm VSV phân huỷ tinh bột, phân huỷ đường,... lại chiếm ưu thế so với các nhóm khác,...

Số lượng và thành phần loài VSV còn thay đổi theo thời kỳ phát triển của cây. Ở giai đoạn cây sinh trưởng mạnh, quá trình trao đổi chất qua rễ cây diễn ra mạnh mẽ, kích thích sinh trưởng và phát triển của các nhóm VSV sử dụng các sản phẩm trao đổi chất của cây. Khi cây già, chết hoặc bị thu hoạch phần trên là lúc các nhóm VSV hoại sinh phát triển mạnh mẽ, tiến hành phân huỷ rễ cây đã chết v.v,...

### **b) Vai trò của VSV trong sự chuyển hoá vật chất trong đất**

Các nhóm VSV sống trong đất tham gia mạnh mẽ vào quá trình chuyển hoá vật chất trong đất, góp phần khép kín các vòng tuần hoàn vật chất trong thiên nhiên. Hầu hết các khâu của các chu trình chuyển hoá vật chất xảy ra trong đất đều có sự tham gia của VSV.

Trước hết phải kể đến nhóm VSV tham gia vào quá trình chuyển hoá các hợp chất chứa nitơ trong đất. Các hợp chất chứa nitơ trong đất tồn tại ở nhiều dạng khác nhau, từ các hợp chất như protein, axit amin do xác động vật, thực vật, VSV bị phân huỷ để lại trong đất đến các hợp chất vô cơ như các muối ở dạng nitrat, nitrit, amôn có sẵn trong đất hoặc từ phân vô cơ do con người bón vào. Các hợp chất nitơ chứa trong đất không giữ nguyên mà luôn luôn chuyển hoá từ dạng này sang dạng khác thông qua quá trình hoạt động của các nhóm VSV khác nhau. Các nhóm VSV phân huỷ protein còn gọi là nhóm VK gây thối. Chúng có khả năng tiết ra enzyme proteinaza, dưới tác dụng của enzyme này, phân tử protein sẽ bị phá huỷ thành chuỗi polypeptit và oligopeptit. Sau đó các chất này dưới tác dụng của enzyme peptidaza tiếp tục được phân huỷ thành các axit amin. Một phần axit amin sẽ được tế bào VSV hấp thụ làm chất dinh dưỡng, phần khác thông qua quá trình khử amin tạo thành  $\text{NH}_4^+$ . Toàn bộ quá trình được gọi là quá trình amôn hoá protein.  $\text{NH}_4^+$  sẽ kết hợp với các anion trong đất tạo thành các muối amôn như  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ,...

Nhiều loài VSV có khả năng amôn hoá protein, ví dụ như VK *Bacillus mycoides*, *Pseudomonas fluorescens*, xạ khuẩn *Streptomyces rimosus*, nấm mốc *Aspergillus oryzae*,... các nhóm VSV này chuyển hoá dạng nitơ hữu cơ trong đất thành nitơ vô cơ dưới dạng các muối amôn là dạng hợp chất nitơ dễ tiêu mà thực vật có khả năng hấp thụ.

+ Các muối amôn trong đất một phần được thực vật sử dụng, phần khác được chuyển hoá thành dạng nitrat. Quá trình nitrat hoá không phải là một quá trình hoá học thuần túy mà có sự tham gia của 2 nhóm vi khuẩn tự dưỡng hoá năng (hoá tự dưỡng). Cả 2 nhóm đều có khả năng sử dụng oxy không khí trong quá trình hô hấp để oxy hoá các hợp chất nitơ vô cơ sinh ra năng lượng sử dụng trong các hoạt động sống của mình. Nhóm thứ nhất có khả năng oxy hoá  $\text{NH}_4^+$  tạo thành  $\text{NO}_2^-$  gọi là VK nitrit hoá, thuộc các chi *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrosolobus*, *Nitrospira*. Nhóm thứ hai thuộc các chi *Nitrobacter*, *Nitrospira* và *Nitrococcus*. Trong số các VSV thực hiện quá trình nitrat hoá ngoài nhóm tự dưỡng còn có nhóm dị dưỡng, bao gồm một số loài VK và xạ khuẩn thuộc các chi *Pseudomonas*, *Streptomyces*,...

+ Quá trình nitrat hoá là một khâu quan trọng trong chu trình chuyển hoá các hợp chất chứa nitơ, song nó cũng có nhiều điều bất lợi đối với đất,  $\text{NO}_3^-$  sinh ra thường kết hợp với ion  $\text{H}^+$  có trong đất tạo thành  $\text{HNO}_3$  làm cho pH đất giảm xuống.  $\text{NO}_3^-$  dễ bị rửa trôi xuống các tầng sâu và dễ đi vào quá trình phản nitrat hoá làm cho đất mất đạm.  $\text{NO}_3^-$  tích lũy ở một mức độ quá mức cho phép sẽ làm cho đất bị ô nhiễm nitrat. Cây trồng hấp thụ một lượng nitrat quá

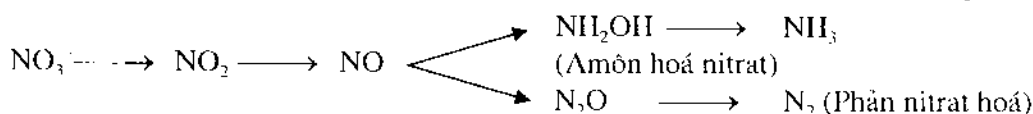
hiều khi dùng làm lương thực, thực phẩm cho người sẽ gây nên những bệnh hiểm nghèo. Bởi vậy một trong những tiêu chuẩn quan trọng của rau sạch là hàm lượng nitrat không vượt quá tiêu chuẩn cho phép.

+ Các hợp chất của nitrat được hình thành trong đất một phần được thực vật hấp thụ, phần còn lại tích lũy ở trong đất thường được tiếp tục chuyển hoá bởi các nhóm VSV khác nhau. Một phần các hợp chất nitrat được một nhóm VK dị dưỡng hiếu khí chuyển lại thành dạng amôn gọi là quá trình amôn hoá nitrat hoặc khử nitrat đồng hoá. Phần khác được chuyển thành dạng nitơ tự do gọi là quá trình phản nitrat hoá.

+ Quá trình phản nitrat hoá là quá trình chuyển hoá  $\text{NO}_3^-$  thành nitơ tự do chỉ xảy ra ở điều kiện kỵ khí.

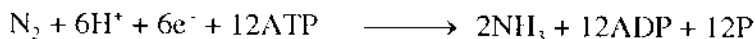
Nhóm sinh vật thực hiện quá trình phản nitrat hoá sử dụng nitrat làm chất nhận điện tử cho quá trình hô hấp kỵ khí để tạo ra năng lượng dùng trong quá trình sống. Sản phẩm cuối cùng của quá trình này là khí  $\text{N}_2$  bay vào không khí làm cho đất mất đạm. Oxy có tác dụng ức chế các enzym xúc tác quá trình phản nitrat hoá. Bởi vậy ở các ruộng lúa nước cần làm cỏ, sục bùn để hạn chế quá trình này.

Sự khác biệt giữa 2 quá trình amôn hoá nitrat và phản nitrat hoá được biểu hiện qua sơ đồ sau:



Ngoài ra còn cần phải phân biệt quá trình phản nitrat sinh học với quá trình phản nitrat hoá học cũng xảy ra trong đất. Quá trình phản nitrat sinh học được thực hiện bởi các nhóm VSV với cơ chế như đã nói trên. Nhóm VSV này phân bố rộng rãi trong đất, đại diện là các chi *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Thiobacillus*, *Pseudomonas*, thích hợp với nhiệt độ từ 25 – 45°C, pH trung tính hoặc kiềm. Trong khi đó quá trình phản nitrat hoá học thường xảy ra ở pH < 5,5 và không có sự tham gia của VSV.

+ Nitơ phân tử là sản phẩm của quá trình phản nitrat hoá xảy ra trong đất chiếm một tỷ lệ lớn trong khí quyển. Chúng được chuyển hoá thành dạng nitơ hợp chất, khép kín vòng tuần hoàn nitơ nhờ nhóm VSV cố định nitơ sống trong đất và cộng sinh trong rễ một số thực vật. Quá trình này gọi là quá trình cố định nitơ sinh học.



Quá trình cố định nitơ sinh học được thực hiện bởi các nhóm VSV có khả năng sinh ra enzym nitrogenaza xúc tác cho phản ứng chuyển hoá  $\text{N}_2$  thành  $\text{NH}_3$ :

Đây là một phản ứng khử, enzym nitrogenaza không hoạt động khi có oxy, bởi vậy các VK cố định nitơ hiếu khí phải có cấu tạo thích hợp để oxy không tiếp xúc với nội bào là nơi xảy ra quá trình khử nitơ.

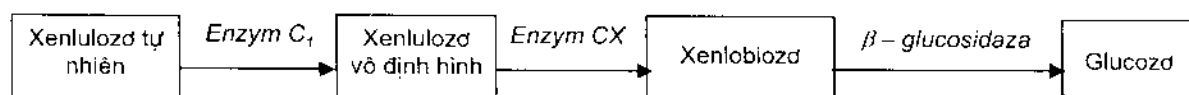
VSV cố định nitơ gồm 2 nhóm chính: Nhóm sống tự do, điển hình là *Azotobacter chlorococcum* sống dị dưỡng hiếu khí. Các nhóm này sống tự do trong đất và tiến hành cố định nitơ. Nhóm thứ hai là nhóm cộng sinh với thực vật, điển hình là VK *Rhizobium* cộng sinh với một số thực vật thuộc họ đậu tạo thành nốt sần ở rễ cây. Nhờ đó mà cây đậu có thể sống ở những nơi hàm lượng nitơ thấp. Cây họ đậu thân gỗ thường được dùng làm cây tiên phong trong việc phủ xanh đất trống, đồi núi trọc do khả năng cố định nitơ khí trời làm giàu đạm cho đất. Xạ khuẩn thuộc chi *Frankia* sống trong nốt sần cây phi lao cũng có khả năng cố định nitơ.

Các nhóm VSV cố định nitơ tham gia vào một khâu quan trọng trong chu trình chuyển hoá nitơ, khép kín vòng tuần hoàn nitơ trong thiên nhiên, chúng đóng góp tích cực vào việc làm giàu đạm cho đất.

– Cũng như nhóm cố định nitơ, tất cả các nhóm VSV tham gia vào các khâu khác nhau của chu trình chuyển hoá các hợp chất nitơ đã biến đổi các dạng nitơ ở trong đất từ dạng này sang dạng khác, khép kín vòng tuần hoàn vật chất, làm sạch MT đất, nâng cao hàm lượng các chất dinh dưỡng cho cây trồng. Các nhóm VSV đất tham gia vào nhiều khâu quan trọng trong chu trình chuyển hoá này.

Đầu tiên phải kể đến nhóm VSV tham gia vào quá trình phân huỷ xenlulozơ – một hợp chất hữu cơ có nhiều trong đất do các bộ phận của thực vật như thân, lá, rễ rụng ra chết đi. Xenlulozơ là một hợp chất hữu cơ khó phân giải, có cấu trúc bậc 1 là một polyme mạch thẳng, mỗi đơn vị là một đường 12 cacbon, đường này được cấu tạo từ 2 phân tử D – glucosơ. Cấu trúc bậc 2 và 3 rất phức tạp tạo thành dạng lớp gắn kết với nhau bằng liên kết hydro trùng hợp nhiều lần. Dịch tiêu hoá của người và động vật không thể phân giải được xenlulozơ. Sở dĩ động vật nhai lại tiêu hoá được xenlulozơ là nhờ nhóm VK xenlulozơ sống trong dạ dày chúng.

Trong đất có nhiều nhóm VSV có khả năng phân huỷ xenlulozơ nhờ các hệ enzym xenlulozơ ngoại bào, bao gồm 4 enzym khác nhau tác động vào các mối liên kết của đại phân tử xenlulozơ. Dưới tác dụng của các enzym này, xenlulozơ tự nhiên đầu tiên được chuyển biến thành xenlulozơ vô định hình không còn cấu trúc lớp, từ dạng vô định hình, lại được phân huỷ thành xenlobiozơ là 1 loại đường 12 cacbon, cuối cùng được phân huỷ thành đường glucosơ (hình 3.9).



**Hình 3.9. Sơ đồ phân huỷ xenlulozơ thành đường glucosơ**

Enzym  $C_1$  có tác dụng phân huỷ các mối liên kết hydro trong cấu trúc lớp. Enzym  $C_x$  có tác dụng cắt sợi polyme thành các đoạn ngắn và thành đường 12 cacbon xenlobiozơ. Enzym  $\beta$  - glucosidaza có tác dụng cắt đường xenlobiozơ thành glucosơ.

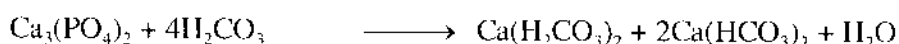
Các nhóm VSV phân huỷ xenlulozơ trong đất gồm nhiều loại khác nhau. Nhóm hiếu khí bao gồm VK, nấm VK, xạ khuẩn, nấm mốc. Nhóm VK hiếu khí đại diện là *Cellulomonas*, *Pseudomonas*, *Achromobacter*,... Nhóm nấm mốc có hoạt tính phân huỷ xenlulozơ đáng chú ý là *Triciderma*, ngoài ra còn có *Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium*,... Nhóm kỵ khí có VK *Clostridium*, đặc biệt là nhóm VK kỵ khí *Ruminnococcus* sống trong dạ dày cỏ của động vật nhai lại. Chính nhờ nhóm này mà trâu, bò có thể sử dụng được xenlulozơ có trong cỏ, rơm rạ,... làm thức ăn. Một số sinh vật có khả năng tiết enzym xenlulaza phân giải xenlulozơ là trùng roi (1 loại động vật nguyên sinh) trong ruột con mối. Mối gặm gỗ cung cấp thức ăn cho trùng roi, về phần mình, trùng roi tiết enzym phân giải gỗ thành axetat và các sản phẩm khác làm thức ăn cho mối.

+ Trong đất còn có nhóm VSV tham gia vào quá trình chuyển hoá các chất trong vòng tuần hoàn phospho và lưu huỳnh.

\* Trong vòng tuần hoàn phospho, VSV phân huỷ lân hữu cơ chuyển thành các hợp chất phospho vô cơ. Ngược lại các hợp chất phospho khó hoà tan như  $Ca_3(PO_4)_2$ ,  $FePO_4$ ,  $AlPO_4$ ,...

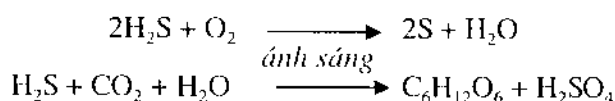
các dạng hợp chất này còn nằm trong các quặng thiên nhiên như apatit, phosphat sắt, phosphat nhôm sẽ được nhóm VK phân giải phospho vô cơ chuyển thành dạng muối phosphat tan trong nước. Chỉ ở dạng này thực vật mới có thể hấp thụ được. Nhóm VSV phân huỷ lân hữu cơ trong đất chủ yếu thuộc hai chi *Bacillus* và *Pseudomonas*, điển hình là VK *Bacillus megatherium* – *phosphaticum* có khả năng phân huỷ lân hữu cơ cao nhờ enzym phosphatase tiết vào môi trường.

Nhóm VSV chuyển hoá dạng phosphat không tan thành phosphat dễ tan trong quá trình sống thường sản sinh ra  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}_2$  phản ứng với  $\text{H}_2\text{O}$  tạo thành  $\text{H}_2\text{CO}_3$ .  $\text{H}_2\text{CO}_3$  kết hợp với phosphat khó tan chuyển thành dạng dễ tan.

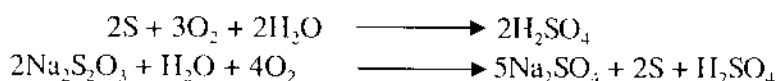


Trong đất có nhiều nhóm VSV có khả năng phân giải phosphat vô cơ, đại diện là các loài *Bacillus megatherium*, *Pseudomonas radiobacter*,... Nhóm VK nitrat hoá và sunphat hoá cũng có khả năng chuyển hoá lân vô cơ do  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  sinh ra kết hợp với  $\text{H}_2\text{O}$  trong đất tạo thành  $\text{HNO}_3$  và  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . Hai loại axit này kết hợp với các loại muối phosphat khó tan chuyển thành dạng dễ hoà tan.

\* Trong vòng tuần hoàn lưu huỳnh có sự tham gia tích cực của các nhóm VK chuyển hoá hợp chất lưu huỳnh. Trong cơ thể sinh vật, lưu huỳnh có trong thành phần một số axit amin như metionin, cystein. Khi sinh vật chết, xác của chúng sẽ được VSV phân giải, các axit amin chứa lưu huỳnh sẽ bị thủy phân nhờ enzym desulfurase giải phóng  $\text{H}_2\text{S}$  làm ô nhiễm MT đất. Trong đất có một số nhóm VK quang tự dưỡng và hoá tự dưỡng có khả năng oxy hoá  $\text{H}_2\text{S}$  thành S hoặc thành  $\text{SO}_4^{2-}$ :



Lưu huỳnh và một số hợp chất lưu huỳnh vô cơ có trong đất cũng bị chuyển hoá thành  $\text{SO}_4^{2-}$  bởi một số VK hoá tự dưỡng.



Năng lượng sinh ra trong các quá trình oxy hoá được VK sử dụng để đồng hoá  $\text{CO}_2$ . Các muối của  $\text{SO}_4^{2-}$  lại được thực vật hấp thụ, khép kín vòng tuần hoàn lưu huỳnh.

Các VK đại diện cho nhóm hoá tự dưỡng thực hiện cho quá trình trên là *Thiobacillus thiooxidans*, *Thiobacillus thioparus*,... Các VK quang tự dưỡng tham gia vào sự chuyển hoá các hợp chất lưu huỳnh thường thuộc họ Chlorobacteriaceae.

+ Trong đất còn có các nhóm VSV tham gia vào quá trình chuyển hoá các hợp chất khoáng khác như sắt, nhôm, kali và các nguyên tố vi lượng,...

-- Trong đất, ngoài các nhóm VSV kể trên còn có các nhóm VSV gây bệnh cho cây trồng và cho động vật đất. Các nhóm này chỉ tồn tại được trong đất dưới dạng bào tử, không có khả năng sinh trưởng, phát triển trong MT đất, chỉ khi nào xâm nhập vào cơ thể động vật, thực vật chúng mới sinh trưởng và phát triển.

Tóm lại, các nhóm VSV sống trong đất đóng vai trò quan trọng trong HST đất. Chúng tham gia vào hầu hết các khâu trong các chu trình chuyển hoá vật chất xảy ra trong đất. Chúng phân huỷ các chất hữu cơ, chuyển hoá các chất độc hại làm sạch MT đất. Khả năng tự làm sạch MT đất phụ thuộc chủ yếu vào thành phần và số lượng các nhóm VSV sống trong đất.

### c) Hoạt tính sinh học của vi sinh vật đất

"Tính sống" của đất có liên quan đến hàng loạt các phản ứng enzym. Như vậy, hoạt tính các enzym đất có tầm quan trọng bậc nhất liên quan đến hoạt tính của VSV. Bảng 3.13 liệt kê các enzym phổ biến trong đất và các phản ứng mà chúng xúc tác.

**Bảng 3.13. Một số enzym tìm thấy trong đất và những phản ứng mà chúng xúc tác**

| Enzym                                                                                                                                                                                                         | Phản ứng được xúc tác                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| * Oxytreductaza<br>– Catalaza<br>– Catechin oxydaza (tirosinaza)<br>– Dehydrogenaza<br>– Diphenol oxydaza<br>– Glucozơ oxydaza<br>– Peroxydaza và polyphenol oxydaza<br>– Transferaza transaminaza            | – $2\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}_2\text{O} + \text{O}_2$<br>– $\text{O-diphenol} + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{O-quinon} + \text{H}_2\text{O}$<br>– $\text{XH}_2 + \text{A} \rightarrow \text{X} + \text{AH}_2$<br>– $\text{P-Diphenol} + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow \text{P-quinon} + \text{H}_2\text{O}$<br>– $\text{Glucozơ} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Axit gluconic} + \text{H}_2\text{O}_2$<br>– $\text{A} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{A oxy hoá} + \text{H}_2\text{O}$<br>– $\text{R}_1\text{R}_2-\text{CH}-\text{N}^+\text{H}_1 + \text{R}_1\text{R}_4\text{CO} \rightarrow \text{R}_1\text{R}_4-\text{CH}-\text{N}^+\text{H}_1 + \text{R}_1\text{R}_2\text{CO}$ |
| * Hydoraza<br>– Axetyleraza<br>– $\alpha$ - và $\beta$ -amilaza<br>– Asparaginaza<br>– Cellulaza<br>– Deamidaza<br>– $\alpha$ - và $\beta$ -galactoxydaza<br>– $\alpha$ - và $\beta$ -glucoxydaza<br>– Lipaza | – $\text{Axetic este} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{alcohol} + \text{axit axetic}$<br>– Thủy phân $\beta$ (1–4) liên kết glucozit<br>– $\text{Asparagin} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{aspartate} + \text{NH}_4$<br>– Thủy phân $\beta$ (1–4) liên kết glucan<br>– $\text{Axit cacboxylic} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{axit cacboxylic} + \text{NH}_3$<br>– $\text{Galactoxit} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{ROH} + \text{Galactozơ}$<br>– $\text{Glucosit} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{ROH} + \text{Glucozơ}$<br>– $\text{Triglycerit} + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{glyxerol} + 3 \text{ axit béo}$                                             |
| * Meta phosphataza<br>– Nucleoxydaza                                                                                                                                                                          | – $\text{Metaphosphat} \rightarrow \text{Octophosphat}$<br>– Sự loại phospho của nucleotit                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   |
| * Phosphataza<br>– Phytaza<br>– Proteaza<br>– Pyrophosphataza<br>– Ureaza                                                                                                                                     | – $\text{Este phosphat} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{ROH} + \text{phosphat}$<br>– $\text{Hexaphosphat inositol} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{inositol} + 6\text{-phosphat}$<br>– $\text{Protein} \rightarrow \text{peptit} + \text{axit amin}$<br>– $\text{Pyrophosphat} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{-Octophosphat}$<br>– $\text{Ure} \rightarrow 2\text{NH}_4^+ + \text{CO}_2$                                                                                                                                                                                                                                                                                             |

(Nguồn: Paul và Clark, 1989).

– Một số enzym là ổn định, như ureaza và đều đặn được những tế bào sản xuất ra, một số khác chỉ được tạo thành khi hiện diện những cơ chất nhạy cảm. Các enzym đất là những protein, thông thường bị các chất hữu cơ đất và các keo vô cơ hút giữ và do đó, nhiều enzym ngoại bào không trực tiếp liên quan đến sinh khối VSV cũng đều thấy ở trong đất. Những chuyển hoá gây nên bởi VSV, quyết định tính dễ tiêu và chu trình các chất dinh dưỡng trong MT đất như chu trình cacbon, nitơ, sunphua và phospho.

Như vậy, đất là một vật thể sống, những quá trình sinh học phụ thuộc vào số lượng động vật không xương sống, VK và nấm. Mỗi khía cạnh đặc thù của độ phì sinh học đất có tác động đến sinh trưởng thực vật (bảng 3.14).



**Bảng 3.14. Tác động của các đặc trưng sinh học đất đến sinh trưởng cây trồng**

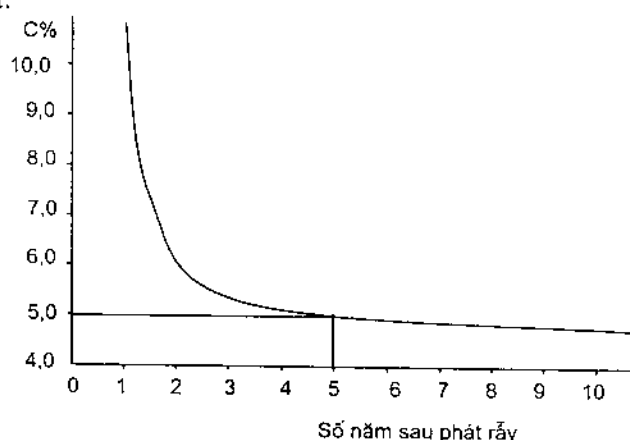
| Sinh vật                                               | Chức năng                                                        | Tác động đến sinh trưởng thực vật                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
|--------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Động vật không xương sống trong đất (giun, mối)</b> | Phân huỷ và bẻ gãy những tàn dư hữu cơ để các VSV phân huỷ tiếp. | Tác động thuận đến sinh trưởng cây trồng và biến các chất dinh dưỡng trở nên dễ dàng để thực vật hấp thụ.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |
| <b>VSV</b>                                             | Chuyển đổi các chất không tiêu thành dễ tiêu.                    | Nitrat hoá (chuyển đổi N thành dạng dễ tiêu cho thực vật) là quan trọng nhất trong nhiều loại đất khi hiện diện những chất hữu cơ tươi trong đất.                                                                                                                                                                                                                                                                                                  |
| <b>Nấm sợi</b>                                         | Hấp thụ dinh dưỡng.                                              | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Hấp thụ phospho ở những đất nghèo phospho được tăng cường khi hệ rễ nhiều nấm sợi;</li> <li>– Làm đất tối thiểu và luân canh cây trồng xúc tiến quần hợp nấm sợi;</li> <li>– Sự nhiễm nấm sợi có ý nghĩa lớn trong đất nghèo phospho, nhưng ít có ý nghĩa khi đất được bón phân phospho;</li> <li>– Cây sắn và cây chuối cần sự nhiễm nấm sợi;</li> <li>– Nấm sợi có thể sống được ở đất chua.</li> </ul> |
| <b>VSV cộng sinh</b>                                   | Cố định nitơ.                                                    | Làm giàu nitơ trong đất.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |
| <b>Nấm, các sản phẩm phân huỷ, các bài tiết rễ</b>     | Làm tăng đoàn lạp đất.                                           | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Thoáng khí, thấm nước và cải thiện các chất dinh dưỡng dễ tiêu trong đất có đoàn lạp tốt;</li> <li>– Nấm có vai trò quan trọng trong việc bẻ gãy các tàn dư hữu cơ trong gỗ.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                   |
| <b>Những VSV khác nhau có trong đất</b>                | Các loại bệnh và côn trùng.                                      | <ul style="list-style-type: none"> <li>– Các sinh vật gây bệnh có thể tồn tại nhiều năm trong đất sau khi nhiễm thực vật;</li> <li>– Một số sinh vật có thể giúp kiểm soát sâu bệnh, mầm bệnh và cỏ dại.</li> </ul>                                                                                                                                                                                                                                |

– Chất hữu cơ đất là các vật liệu hữu cơ có nguồn gốc sinh học bị phân huỷ hoàn toàn hoặc một phần và có hàng loạt các chức năng trong đất:

- + Dự trữ N, P, S và hầu hết các nguyên tố vi lượng.
- + Đóng góp vào khả năng lưu giữ các cation dinh dưỡng (Ca, Mg và K) của đất.
- + Cung cấp năng lượng cho sự phân huỷ các tàn dư hữu cơ bởi VSV.
- + Tăng cường khả năng giữ nước của đất.
- + Cải thiện cấu trúc đất thông qua việc tạo thành các đại đoàn lạp, làm tăng sự thấm nước, giảm rửa trôi.
- + Biến đổi các chất độc trong đất.

Chất hữu cơ có thể phân biệt với vật liệu hữu cơ thường gồm vật rơi rụng không phân huỷ trên mặt đất và trong đất, tàn dư cây trồng, vật liệu che phủ, phân xanh, phân động vật và nước thải. Hàm lượng chất hữu cơ đất thấp ảnh hưởng gián tiếp đến sinh trưởng thực vật qua nhiều cách. Trong những đất đồi núi chua, chất hữu cơ đất là nguồn dinh dưỡng quan trọng và là kho dự trữ các chất N, P, S.

Rất khó để tăng hàm lượng chất hữu cơ đất một khi đất đã bị thoái hoá. Hàm lượng chất hữu cơ đất được xác định bằng tổng vật liệu hữu cơ thêm vào đất và tốc độ phân huỷ của nó. Ví



**Hình 3.10. Mức chất hữu cơ bị tác động bởi thảm thực vật**

dự, tình trạng giảm chất hữu cơ đất sau khi chuyển đổi đất rừng sang đất nông nghiệp (hình 3.10). Bởi vì tổng vật liệu hữu cơ thêm vào đất nhỏ, việc canh tác làm tăng tốc độ phân huỷ chất hữu cơ và vật liệu hữu cơ cũng bị năng suất cây trồng lấy đi.

Theo tính toán, có khoảng 10 tấn vật liệu hữu cơ được bổ sung cho 1 ha dưới rừng mưa nhiệt đới trong 1 năm qua rơi rụng lá, thân, cành và hàm lượng hữu cơ được duy trì trong một cân bằng động. Tuy nhiên, lượng lớn hơn vật liệu hữu cơ cũng được bổ sung cho đất trồng cây hàng năm và những mất mát chất hữu cơ lớn hơn so với đất dưới thảm rừng. Khoảng 10 tấn hữu cơ trong một năm được bổ sung cho một ha đất trồng cao su và cỏ dầu và điều đó được giải thích tại sao chất hữu cơ đất được duy trì và thậm chí tăng dưới các cây trồng lâu năm. Quản lý là nhằm lưu giữ chất hữu cơ đất (bảng 3.15).

**Bảng 3.15. Ảnh hưởng của một số thực tiễn quản lý đến chất hữu cơ đất**

| Thực tiễn                             | Ảnh hưởng                                                                                                                                                                                                                                    |
|---------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Giảm xói mòn đất                      | Giảm mất mát chất hữu cơ đất.                                                                                                                                                                                                                |
| Giảm cường độ làm đất                 | Tốc độ phân huỷ chất hữu cơ thấp.                                                                                                                                                                                                            |
| Chất lượng tàn dư (tỷ lệ C/N)         | Tàn dư với tỷ lệ C/N rộng (rơm, rạ) ít ảnh hưởng hơn so với tỷ lệ C/N hẹp (lá cây lạc) trong việc duy trì chất hữu cơ đất.<br>Những tàn dư giàu C nghèo N bị oxy hoá và giải phóng CO <sub>2</sub> và lượng chất hữu cơ được tăng cường nhỏ. |
| Tàn dư cây trồng được trả lại cho đất | Cung cấp vật liệu thô cho việc sản sinh chất hữu cơ.<br>Nếu tàn dư cây trồng dùng làm thức ăn động vật, thì phân chuồng sẽ phải bổ sung cho đất.                                                                                             |

## 2. Động vật đất

- Trong đất có nhiều nhóm động vật sinh sống, từ các động vật nguyên sinh bé nhỏ mà cơ thể chỉ là đơn bào như trùng roi *Euglena* đến các động vật bậc cao như nhím, chuột và các loài chim làm tổ trong đất. Các loài động vật mà hầu hết vòng đời của chúng diễn ra ở trong đất, có những loài ở giai đoạn còn non thì sống trong đất, nhưng đến giai đoạn trưởng thành lại ra khỏi đất để sống trên cây, đó là các loài côn trùng như ong, bướm, bọ cánh cứng,... Có những loài chỉ dùng đất làm tổ như một số loài chim làm tổ trong đất.

- Hầu hết các loài động vật đất đều đóng vai trò quan trọng trong việc chuyển hóa vật chất và làm giàu chất hữu cơ cho đất. Chúng ăn một lượng lớn chất hữu cơ có cấu tạo phức tạp như lá cây, rễ cây, thân cây, đặc biệt là xác thực vật đã hoại mục. Thông qua quá trình tiêu hóa, các chất này được thải ra dưới dạng đơn giản hơn, góp phần làm giàu chất dinh dưỡng cho đất, tăng đáng kể hàm lượng mùn trong đất. Trong quá trình sống, chúng đào hang làm tổ và đường đi lại do chúng đào trong đất làm cho đất tơi, xốp, thoáng khí và giữ ẩm cho đất.

- Đi tiên phong trong các nhóm động vật làm lợi cho đất trước tiên phải kể đến các loài giun đất. Ở những MT thích hợp, mật độ của chúng có khi lên tới hàng trăm cá thể trên 1m<sup>2</sup>; trung bình ở vùng nhiệt đới, số lượng cũng phải đạt tới hàng chục cá thể trên 1m<sup>2</sup>. Chúng sử dụng lá, rễ cây hoại mục làm thức ăn, dọn sạch lá cây, rác rưởi tồn đọng trong đất và trên mặt đất, đồng thời thải ra một lượng lớn chất thải, trong đó có đầy đủ các hợp chất N, P, K cung cấp cho cây trồng. Sau giun đất là các loài côn trùng. Côn trùng có một nửa vòng đời sống dưới đất. Đó là giai đoạn ấu trùng của một số loài bướm, ong, bọ cánh cứng; khi còn ở giai đoạn sâu non, chúng sống dưới đất, đào hang làm tổ và thải vào đất một lượng lớn chất hữu cơ.

- Ngoài ra, trong đất còn có các nhóm Chân khớp, Thân mềm và các loài động vật không xương khác cũng đóng góp một phần không nhỏ vào việc chuyển hóa vật chất trong đất và cải

thiện cấu trúc vật lý của đất. Ngay cả các động vật có xương sống trong đất như chuột, nhím,... cũng đóng một vai trò quan trọng trong HST đất (bảng 3.16).

**Bảng 3.16. Khu hệ động vật đất**

| Tên động vật                                          | Loại điển hình                                                                                  |
|-------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Động vật nguyên sinh ( <i>Protozoa</i> )              | Amoebae, Flagellate, Ciliate                                                                    |
| Động vật thân dẹp ( <i>Plathelminthes</i> )           | Trùng dẹp ( <i>Terbellan</i> )                                                                  |
| Động vật thân túi ( <i>Aschelementhes</i> )           | Trùng quay ( <i>Ptatoria</i> ),                                                                 |
| Động vật thân tròn ( <i>Annelida</i> )                | Tuyến trùng ( <i>Nematoda</i> )                                                                 |
| Động vật thân mềm ( <i>Arthropoda</i> )               | Các loại giun ( <i>Olagochacta</i> )                                                            |
| Động vật tiết túc                                     | Các loại ốc ( <i>Gartropoda</i> )                                                               |
| – Hình nhện ( <i>Arachinda</i> )                      | – Bọ ( <i>Acanri</i> )                                                                          |
| – Vỏ cứng ( <i>Crastacea</i> )                        | – Copepoda, Isopeda                                                                             |
| – Nhiều chân ( <i>Myriapoda</i> )                     | – Các loại rết                                                                                  |
| – Côn trùng ( <i>Insetra</i> )                        | – Mối Isoptera, Collemboda                                                                      |
| Động vật có xương sống ( <i>Vertabrata</i> )          | Chuột                                                                                           |
| Bò sát                                                | Rắn, trăn                                                                                       |
| Chim                                                  | Các loại làm tổ trong đất                                                                       |
| Sâu bọ ăn thực vật ( <i>Phytopages, hecriveves</i> )  | Các ổ sâu bọ, sâu đục thân, cắn rễ cây, bọ rầy                                                  |
| Các nhóm                                              | Ví dụ                                                                                           |
| Nhóm động vật ăn xác thực vật ( <i>Detritirores</i> ) | Giun ốc ăn thực vật khô; ấu trùng; một số cây; ăn bọ rầy. Collembora ăn chất bài tiết động vật. |
| Nhóm ăn xác động vật ( <i>Carrionfecders</i> )        | Một số loài ăn nấm.                                                                             |
| Nhóm ăn phân ( <i>Coprophager</i> )                   | Côn trùng ăn động vật nhỏ.                                                                      |
| Nhóm ăn VSV ( <i>Microbiovoires</i> )                 |                                                                                                 |
| Nhóm ăn động vật sống ( <i>Carvores</i> )             | Bọ ( <i>Mites</i> ) và tuyến trùng.                                                             |
| Nhóm ăn tạp ( <i>Omuivores</i> )                      |                                                                                                 |

– Đất là môi trường sống của nhiều loài thực vật. Mỗi loại đất hay vùng khí hậu đều có một thảm thực vật đặc trưng cho nó. Thực vật có ý nghĩa vô cùng quan trọng đối với đất cũng như quá trình hình thành đất.

## V- THÀNH PHẦN KHÍ CỦA MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Không khí đất chiếm phần lỗ hổng không có nước. Bởi vậy, hàm lượng không khí phụ thuộc vào tổng độ hổng và độ ẩm. Sự phụ thuộc đó trước hết gây nên do kiểu đất; trạng thái; cấu trúc và mức độ thuận thực của đất.

- Không khí đất như nguồn chính chứa  $O_2$  cho hô hấp rễ của cây và các VSV hiếu khí.
- Không khí đất chứa  $CO_2$  được cây trồng sử dụng trong quá trình quang hợp. Khoảng 38 – 72%  $CO_2$  tổng số để tạo ra năng suất được cây thu nhận từ đất (Macarou, 1986).
- Không khí đất khác với thành phần khí quyển: hàm lượng  $CO_2$  nhiều hơn (0,1 – 15%), ngược lại hàm lượng  $O_2$  thì nhỏ hơn. Lượng  $CO_2$  tăng do các quá trình hô hấp sinh học, hoạt động của VSV; Lượng  $O_2$  giảm do nhu cầu  $O_2$  trong quá trình oxy hoá khi phân huỷ chất hữu cơ trong đất.

– Việc tăng hàm lượng  $CO_2$  trong không khí đất ảnh hưởng xấu đến sinh trưởng của cây và sự phát triển của hệ rễ. Khi giảm hàm lượng  $O_2$  trong không khí đất (đến 8 – 9% hay thấp hơn) thì sự nảy mầm của hạt giảm mạnh.

– Giữa không khí đất và không khí khí quyển xảy ra quá trình trao đổi liên tục để cân bằng với thành phần của không khí. Sự trao đổi càng nhanh và càng hoàn toàn thì càng tạo điều kiện tốt cho đời sống của cây trồng.

– Sự trao đổi thực hiện qua hệ thống khe hở trong đất nhờ sự khuếch tán, thay đổi nhiệt độ, áp suất, thay đổi lượng ẩm do mưa, tưới hay bốc hơi và ảnh hưởng của gió.

Trong đất xảy ra sự tác động tương hỗ không ngừng của không khí đất với pha lỏng và rắn của đất. Đất hấp phụ nhiều nhất từ không khí đất là hơi nước, khí amoniac, hấp phụ ít hơn  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  và ít hơn cả là  $\text{NO}_2$  (bảng 3.17).

**Bảng 3.17. Thành phần pha khí của MT đất (%)**

| Các loại khí                     | Trong khí quyển | Trong đất     |
|----------------------------------|-----------------|---------------|
| – Nitơ ( $\text{N}_2$ )          | 78,08           | 78,08 – 80,42 |
| – Oxy ( $\text{O}_2$ )           | 20,95           | 0,00 – 20,90  |
| – Cacbondiôxit ( $\text{CO}_2$ ) | 0,03            | 0,03 – 20,00  |
| – $\text{CH}_4$                  | 0,03            | 0,0002        |
| – $\text{H}_2$                   | 0,03            | 0,00005       |
| – $\text{NO}_2$                  | 0,03            | 0,00002       |

– Dung lượng chứa khí và tính thấm khí của đất là những tính chất quan trọng của độ phì, nó phụ thuộc vào độ xốp, độ ẩm, cấu trúc. Trong thực tế sản xuất nông nghiệp, để tạo ra chế độ không khí thích hợp cần có biện pháp làm đất, cày bừa,...

Như vậy, thành phần không khí của đất và không khí khí quyển có sự khác biệt đáng kể. Lượng  $\text{O}_2$  trong không khí đất ít và lượng  $\text{CO}_2$  lớn hơn nhiều lần so với không khí khí quyển. Đó là do kết quả của các quá trình phân giải các chất hữu cơ bởi VSV và quá trình hô hấp của rễ cây và nhiều sinh vật khác. Do đó, xét về cấu trúc thì đất gồm những hợp phần không sống và những hợp phần sống, chúng luôn trao đổi với nhau vật chất và năng lượng, tuân thủ những nguyên tắc cơ bản của một HST.

### TÓM TẮT CHƯƠNG 3

Với nhiều số liệu cập nhật, đa dạng, nội dung của chương đề cập đến các thành phần cơ bản của môi trường đất và chứng minh đất là một môi trường xốp do trong nó có chứa nhiều lỗ hổng kích thước khác nhau và là tập hợp của 4 thành phần cơ bản: thành phần thể rắn, thành phần thể lỏng, thành phần sinh học và thành phần khí của đất. Nội dung chương cũng đặc biệt nhấn mạnh đến tác động tương hỗ giữa các thành phần và là các yếu tố cơ bản cho những quá trình phân huỷ, tổng hợp và biến đổi nhiều hợp chất vô cơ và hữu cơ trong môi trường đất.

### CÂU HỎI

1. Lấy các dẫn liệu để chứng minh đất là một môi trường xốp.
2. Lấy ví dụ về các thành phần thể rắn của MT đất và chứng minh sự tác động tương hỗ giữa các thành phần thể rắn này.
3. Lấy ví dụ về các thành phần thể lỏng của MT đất và chứng minh vai trò của nó trong chuyển hoá các hợp chất hữu cơ và vô cơ trong MT đất.
4. Lấy ví dụ về thành phần sinh học của MT đất và chứng minh vai trò của nó trong chuyển hoá các hợp chất hữu cơ và vô cơ trong MT đất.
5. Lấy ví dụ về thành phần khí của MT đất và chứng minh vai trò của nó trong chuyển hoá các hợp chất hữu cơ và vô cơ trong MT đất.
6. Lấy một số dẫn liệu để chứng minh tác động tương hỗ giữa các thành phần trong MT đất.

## Chương 4

# CÁC VẤN ĐỀ VỀ MÔI TRƯỜNG ĐẤT

MT đất là một phạm trù rất rộng. Ví dụ: vào năm 1991, FAO đã tổ chức hội nghị về sử dụng đất ở 12 nước Châu Á và hội nghị đã đưa ra các vấn đề về MT đất, thể hiện ở bảng 4.1.

**Bảng 4.1. Các vấn đề môi trường tại một số quốc gia trên thế giới**

| Vấn đề môi trường                                         | Số nước |
|-----------------------------------------------------------|---------|
| 1. Độ phì nhiêu kém và không cân bằng dinh dưỡng          | 12      |
| 2. Dân số tăng nhanh                                      | 12      |
| 3. Đất thoái hoá do xói mòn                               | 11      |
| 4. Chính sách đất đai, luật đất đai & tình hình thực hiện | 11      |
| 5. Mặn hoá                                                | 10      |
| 6. Phá rừng                                               | 10      |
| 7. Bối tụ                                                 | 10      |
| 8. Du canh                                                | 9       |
| 9. Ngập nước                                              | 9       |
| 10. Sự biến đổi chất đất                                  | 9       |
| 11. Hạn hán                                               | 9       |
| 12. Đất trở nên chua dần                                  | 7       |
| 13. Ô nhiễm đất                                           | 7       |
| 14. SMH                                                   | 6       |
| 15. Chặn thả quá mức                                      | 6       |
| 16. Thoái hoá chất hữu cơ                                 | 5       |
| 17. Phèn hoá                                              | 5       |
| 18. Đất trượt                                             | 4       |
| 19. Cơ cấu đất trồng nghèo nàn                            | 3       |
| 20. Đất than bùn sinh lầy                                 | 2       |

Theo các vấn đề được nêu trong bảng thì MT đất bao gồm 2 phạm trù:

- Các quá trình làm suy thoái MT đất và
- Ô nhiễm MT đất.

## I- BIẾN ĐỔI KHÍ HẬU – MỐI ĐE DOẠ ĐỐI VỚI TÀI NGUYÊN ĐẤT

### 1. Diễn biến

Ở quy mô hành tinh, tác động của Biến đổi khí hậu (BĐKH) thể hiện rõ ở xu thế tăng của nhiệt độ bề mặt Trái Đất, trên các đỉnh núi cao, dẫn đến hiện tượng nước biển dâng và "biển tiến". Ở quy mô khu vực, BĐKH đã tác động mạnh mẽ đến các thiên tai hiện hữu, với tính chất biến động mạnh hơn, cực đoan hơn, dị thường hơn cả về tần suất và cường độ. Biểu hiện của những hiện tượng cực đoan này càng rõ hơn vào các thời kỳ ENSO, ví dụ: ở khu vực Đông Nam Á nói chung, Việt Nam nói riêng, sự thiếu hụt lượng mưa dẫn đến hiện tượng hạn hán, nắng nóng, cháy rừng,... vào những năm El Nino; tần suất bão, áp thấp nhiệt đới tăng lên cùng với sự tương tác phức tạp giữa các hệ thống thời tiết khác nhau dẫn đến mưa lớn diện rộng gây lũ lụt, sạt lở đất,... vào các thời kỳ La Nina. Do đó, trong những năm gần đây, trên thế giới và ở

Việt Nam đã xuất hiện nhiều công trình nghiên cứu về bài toán khí hậu cực đoan hay các hiện tượng khí hậu cực trị (Extreme Climate Events– ECE) trong mối quan hệ với BĐKH.

Về các khái niệm "hiện tượng khí hậu cực đoan" và "BĐKH", Báo cáo lần thứ tư (Fourth Assessment Report – AR4) của Tổ chức Liên Chính phủ về BĐKH (The intergovernmental Panel on Climate Change– IPCC) đã định nghĩa như sau:

**Hiện tượng thời tiết cực đoan (an extreme weather event)** là hiện tượng *hiếm* ở một nơi cụ thể khi xem xét phân bố thống kê của nó. Định nghĩa *hiếm* có thể được hiểu theo nhiều cách khác nhau, nhưng hiện tượng thời tiết cực đoan thông thường được hiểu là tần suất xuất hiện của nó nhỏ hơn 10%. Theo định nghĩa này, các tính chất của cái gọi là "thời tiết cực đoan" có thể rất khác nhau giữa nơi này và nơi khác.

**Hiện tượng khí hậu cực đoan** là trung bình của số các hiện tượng thời tiết cực đoan trên một khoảng thời gian nhất định, trung bình tự nó đã là cực đoan.

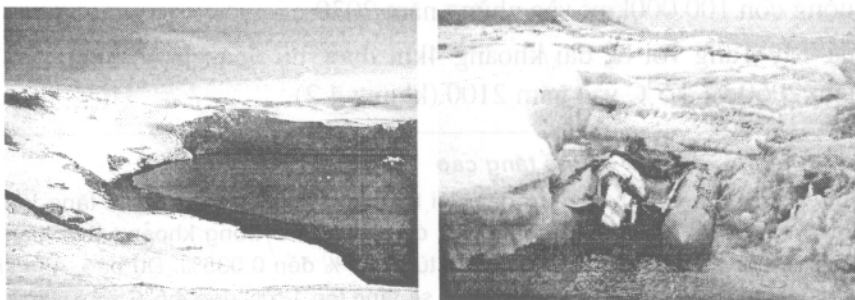
**BĐKH** là sự biến đổi về trạng thái của hệ thống khí hậu mà nó có thể được nhận biết qua sự biến đổi về trung bình và hoặc sự biến động của các thuộc tính của nó, và nó duy trì trong một thời kỳ dài, điển hình là hàng thập kỷ hoặc dài hơn. BĐKH có thể do các quá trình tự nhiên bên trong (hệ thống khí hậu) hoặc do những tác động từ bên ngoài, hoặc do tác động thường xuyên của con người làm thay đổi thành phần cấu tạo của khí quyển hoặc sử dụng đất.

Hậu quả của sự nóng lên toàn cầu là nhiệt độ không khí trung bình toàn cầu đã tăng lên, đặc biệt từ sau năm 1950. Tính theo chuỗi số liệu 1906 – 2005, nhiệt độ không khí trung bình toàn cầu tăng  $0,74 \pm 0,18^{\circ}\text{C}$ . Các năm 2005 và 1998 là những năm nóng nhất kể từ năm 1850 đến nay. Nhiệt độ năm 1998 tăng lên là do hiện tượng El Nino 1997 – 1998, nhưng dị thường nhiệt độ lớn nhất vào năm 2005.

Trong 12 năm gần đây, từ 1995 – 2006, là những năm nóng nhất kể từ 1850. Biến đổi của các cực trị nhiệt độ phù hợp với sự nóng lên toàn cầu. Số liệu quan trắc cho thấy, số ngày đông giá giảm đi ở hầu khắp các vùng vĩ độ trung bình, số ngày cực nóng (10% số ngày hoặc đêm nóng nhất) tăng lên và số ngày cực suất và thời gian hoạt động của sóng nóng tăng lên ở nhiều địa phương khác nhau, nhất là thời kỳ đầu của nửa cuối thế kỷ XX. Tồn tại sự tương quan chặt chẽ giữa những ngày khô hạn và nền nhiệt độ mùa hè cao trên các vùng lục địa nhiệt đới. Các sự kiện mưa lớn tăng lên ở nhiều vùng lục địa từ khoảng sau 1950, thậm chí ở cả những nơi có tổng lượng mưa giảm. Người ta đã quan trắc thấy những trận mưa kỷ lục hiếm thấy (1 lần trong 50 năm).

Các nhà khoa học cho biết, trong vòng 100 năm trở lại đây, Trái Đất đã nóng lên khoảng  $0,6^{\circ}\text{C}$ . Năm 2006 là năm nóng nhất, nhiệt độ trung bình ở Anh cao hơn so với bất cứ thời điểm nào kể từ năm 1659. Các dấu hiệu xuất hiện trên thế giới hiện là:

- Mùa đông ít tuyết ở khu vực trượt tuyết thuộc dãy Alps.
- Hạn hán triền miên ở Châu Phi.
- Các sông băng trên núi tan chảy nhanh nhất trong vòng 5.000 năm qua (hình 4.1).



Hình 4.1. Băng tan ở hai cực của Trái Đất

## 2. Ảnh hưởng đến nông nghiệp

– Tốc độ BĐKH như hiện nay sẽ làm giảm sản lượng các loại cây lương thực 15%. Nhiệt độ toàn cầu tiếp tục tăng sẽ gây ra hạn hán ở nhiều nơi hơn, sẽ đẩy thêm 50 triệu người trên thế giới vào cảnh nghèo đói trong vài thập kỷ tới do hạn hán.

– Tăng nguy cơ tuyệt chủng của động, thực vật, làm biến mất các nguồn gen quý hiếm, bệnh dịch mới có thể phát sinh trong nông nghiệp. Năm 2070, các loại cây trồng có thể lên đến độ cao 550m và hướng lên phía Bắc 100 – 200km so với hiện tại, cây á nhiệt đới giảm.

Hạn hán nặng hơn và kéo dài hơn đã được quan trắc thấy trên nhiều vùng khác nhau với phạm vi rộng lớn hơn, đặc biệt ở các vùng nhiệt đới và cận nhiệt đới từ sau những năm 1970. Nền nhiệt độ cao và giáng thủy giảm trên các vùng lục địa là một trong những nguyên nhân làm năng suất nông nghiệp giảm khoảng 30% do quá trình SMH đất nông nghiệp (khung 4.1).

### **Khung 4.1. BĐKH đang đe dọa HST nông nghiệp**

1/3 diện tích đất trên thế giới được sử dụng vào mục đích nông nghiệp và HST nông nghiệp có ở mọi nơi trên thế giới. Chính vì vậy, những tác động của BĐKH diễn ra ở phạm vi rộng và phức tạp. Nhiều loài hoang dại của các cây trồng làm thực phẩm chính đang nguy cấp. Dự đoán, 1/4 các loài khoai tây đại sẽ chết trong khoảng 50 năm nữa, do vậy, những nhà tạo giống trong tương lai sẽ gặp những khó khăn để đảm bảo rằng các loài thương phẩm sẽ có khả năng chống chịu được sự BĐKH. Bên cạnh đó, chính các HST nông nghiệp cũng góp phần tạo nên sự BĐKH. Trên thực tế, những hoạt động về chuyển đổi mục đích sử dụng đất, các vùng trồng lúa nước, đốt ủ rơm rạ ở ruộng sau thu hoạch và sử dụng HCBVTV chính là các nguồn thải khí nhà kính vào khí quyển. Theo ước tính thì lượng khí nhà kính mà nền nông nghiệp toàn cầu thải ra chiếm khoảng 20% tổng lượng khí nhà kính do loài người phát thải.

## 3. Các kịch bản của biến đổi khí hậu

– Tại Bali, LHQ đã đưa ra dự báo:

Dự báo 50 năm sau, thiên tai sẽ tăng gấp 4 lần và số người chịu ảnh hưởng có thể lên đến 2 tỷ người. Trên thế giới, lưu lượng nước giảm 20 – 30%, ví dụ như ở Nam Phi và vùng biển Địa Trung Hải nơi nhiệt độ tăng 2°C. Có thêm 80 triệu người bị mắc bệnh sốt rét. Sản lượng nông nghiệp sẽ giảm 5 – 35%, 15 – 40% các loài có nguy cơ tuyệt chủng. Mỗi năm cần 40 tỷ USD đầu tư quốc tế để chống lại ảnh hưởng của khí hậu. Theo Báo cáo lần thứ tư của IPCC thì:

- + Trong thế kỷ XXI, sự ấm lên cao nhất xảy ra trên đất liền và ở hầu hết các khu vực vĩ độ cao.
- + Thấp nhất ở đại dương phía Nam và một phần của Bắc Đại Tây Dương.
- + Mưa sẽ tăng ở vĩ độ cao và giảm ở các vùng cận xích đạo.
- + Với tốc độ ấm lên như hiện nay, băng của Himalaya sẽ thu hẹp từ điều kiện hiện tại là 500.000km<sup>2</sup> xuống còn 100.000km<sup>2</sup> vào những năm 2030.

Băng của Tây Tạng với bề dài khoảng 4km được dự đoán là sẽ biến mất khi nhiệt độ tăng 3°C vào năm 2060 và 4,5°C vào năm 2100 (khung 4.2).

### **Khung 4.2. Nhiệt độ Trái Đất có thể tăng cao**

Khí nồng độ CO<sub>2</sub> trong khí quyển tăng gấp đôi thì nhiệt độ bề mặt Trái Đất tăng lên khoảng 3°C. Các số liệu nghiên cứu cho thấy, nhiệt độ Trái Đất đã tăng 0,5°C trong khoảng thời gian từ 1885 đến 1940 do thay đổi của nồng độ CO<sub>2</sub> trong khí quyển từ 0,027% đến 0,035%. Dự báo, nếu không có biện pháp khắc phục hiệu ứng nhà kính, nhiệt độ Trái Đất sẽ tăng lên 1,5°C đến 4,5°C.

– Các kịch bản được đưa ra:

**\* Kịch bản A1:**

Nền kinh tế thế giới tăng trưởng nhanh, dân số toàn cầu đạt cực đại vào những năm giữa thế kỷ và nhiều công nghệ mới hiệu suất cao được đưa vào sử dụng.

Kịch bản A1 chia thành 3 nhóm với các hướng thay đổi khác nhau trong công nghệ:

- + Nhiên liệu hoá thạch (A1F1).
- + Năng lượng phi hoá thạch (A1T).
- + Cân bằng giữa các loại năng lượng (A1B).

**\* Kịch bản B1:**

Dân số toàn cầu cũng đạt cực đại vào những năm của giữa thế kỷ giống kịch bản A1 nhưng có sự thay đổi nhanh hơn trong cơ cấu kinh tế theo hướng dịch vụ và kinh tế thông tin.

**\* Kịch bản B2:**

Sự tăng trưởng kinh tế và dân số ở mức độ trung bình, các giải pháp phát triển kinh tế, xã hội và MT bền vững khu vực được chú trọng.

**\* Kịch bản A2:**

Dân số toàn cầu tăng trưởng nhanh trong khi phát triển kinh tế và chuyển giao công nghệ chậm.

## **4. Dự báo cho Việt Nam**

**4.1.** Ngân hàng thế giới năm 2007 cho biết, trong số 33 thành phố có quy mô dân số 8 triệu người thì vào năm 2015 ít nhất 21 thành phố có nguy cơ cao bị nước biển nhấn chìm toàn bộ hoặc một phần. Mức độ rủi ro cao về lãnh thổ bị thu hẹp do nước biển dâng lên theo thứ tự là: Trung Quốc; Ấn Độ; Bangladesh, Việt Nam, Indônêxia, Nhật Bản, Ai Cập, Hoa Kỳ, Thái Lan và Philippin. Riêng đối với Việt Nam, tháng 2 năm 2007, Ngân hàng thế giới đưa ra dự báo:

– Việt Nam được dự đoán là một trong 5 nước đang phát triển bị tác động tồi tệ nhất trên thế giới, nếu nhiệt độ Trái Đất tăng lên 1°C và mức nước biển dâng cao 1m. Những tác động xấu gây nên cho con người, đất nông nghiệp và GDP như:

- + Các hiện tượng thời tiết trở nên bất thường và khó dự báo hơn.
- + Mức nước biển dâng cao 1m có thể làm mất 12,2% diện tích đất, là nơi cư trú của 23% dân số (17 triệu người).
- + Ngày càng có nhiều cơn bão và mức độ tàn phá mạnh hơn.
- + Nhiệt độ tăng cao và lượng mưa thay đổi sẽ ảnh hưởng lớn tới nông nghiệp và nguồn tài nguyên nước.

\* Diện tích rộng lớn của ĐBSCL, ĐBSH và ven biển miền Trung bị ngập lụt do nước biển dâng.

\* Nước biển dâng sẽ ảnh hưởng đến vùng nước của bờ biển Việt Nam, nghiêm trọng nhất là các khu vực rừng ngập mặn của Cà Mau, thành phố Hồ Chí Minh, Vũng Tàu và Nam Định.

– Như vậy, Việt Nam là một trong số ít các quốc gia chịu ảnh hưởng nặng nề của BĐKH. Thật vậy, BĐKH đã biểu hiện rõ ở Việt Nam trong những năm gần đây. Hạn hán liên tiếp hoành hành tại cả 3 miền. Lũ lụt, bão xảy ra thường xuyên hơn, gây thiệt hại lớn về người và của. Cũng trong vòng 50 năm qua, ảnh hưởng của ENSO đến điều kiện thời tiết của nước ta khá nặng nề:



+ Ảnh hưởng đến hoạt động của bão và áp thấp nhiệt đới: Trong 45 năm (1956 – 2000) có 311 cơn bão và áp thấp nhiệt đới ảnh hưởng trực tiếp đến Việt Nam, trung bình mỗi năm có 6,9 cơn, mỗi tháng có 0,58 cơn. Mỗi năm Chính phủ phải chi hàng nghìn tỷ đồng để khắc phục hậu quả thiên tai. Ở Việt Nam trong 10 năm gần đây, hạn hán đã hoành hành ở miền Trung và Tây Nguyên làm thiệt hại gần 3.000 tỷ đồng. Chỉ riêng 2007, thiên tai đã làm thiệt hại 11.600 tỷ đồng, hơn 400 người chết, mất tích; làm ngập và hư hại 113.800ha lúa, phá huỷ 1.300 công trình đập, cống thủy lợi. Để khắc phục, Chính phủ đã phải huy động Quỹ dự phòng cứu trợ cho các địa phương bị thiệt hại 2.500 tỷ đồng và 11.000 tấn gạo.

+ Ảnh hưởng đến tần số front lạnh: Trong những năm El Nino và La Nina, số front lạnh ảnh hưởng đến nước ta đều ít hơn bình thường.

+ Ảnh hưởng đến nhiệt độ: Ở hầu hết các vùng trong cả nước, nhiệt độ trung bình các tháng trong điều kiện El Nino đều cao hơn bình thường, mùa đông chênh lệch rõ rệt hơn mùa hè, các khu vực phía Nam chịu ảnh hưởng rõ hơn ở phía Bắc. Trái lại, trong điều kiện La Nina, nhiệt độ trung bình các tháng thấp hơn bình thường, ở phía Bắc chịu ảnh hưởng nhiều hơn ở phía Nam.

+ Ảnh hưởng đến lượng mưa: Mức thâm hụt lượng mưa trong từng đợt ENSO được định nghĩa là hiệu số giữa tổng lượng mưa thực tế trong từng đợt ENSO với tổng lượng mưa trung bình nhiều năm của cùng thời kỳ ở một điểm nào đó, biểu thị bằng % (DR). Kết quả theo dõi cho thấy, hầu hết các đợt El Nino gây thâm hụt lượng mưa ở hầu hết các vùng. DR phổ biến từ 25 - 50%, hầu hết các đợt La Nina gây ra lượng mưa vượt trung bình nhiều năm ở các tỉnh ven biển Trung Bộ và Tây Nam Bộ.

+ Ảnh hưởng đến độ mặn nước biển vùng ven biển và hải đảo: Nhìn chung, El Nino làm tăng độ mặn, trái lại La Nina làm giảm độ mặn của nước biển ở vùng ven biển và hải đảo nước ta.

+ Ảnh hưởng đến dòng chảy sông ngòi: Trong những năm El Nino, dòng chảy năm nhỏ hơn trung bình nhiều năm từ 10% trở lên, những năm El Nino mạnh có thể giảm tới 50 – 60%. Trong những năm La Nina, dòng chảy năm các sông thường lớn hơn trung bình nhiều năm, có năm ở một số sông lớn hơn 80 – 100%.

+ Ảnh hưởng đến đời sống và sức khoẻ con người: Theo thống kê, từ năm 1977 đến 2000, tổng số người bị chết và mất tích do thiên tai là 14.962, trong đó xảy ra vào những năm ENSO chiếm 64% (El Nino 43%, La Nina 21%). Tỷ lệ số người mắc bệnh sốt xuất huyết trên 100.000 người trong thời kỳ 1976 – 1998 có quan hệ với hiện tượng El Nino với hệ số tương quan từ 0,4 – 0,6. Riêng đợt El Nino 1997 – 1998, cả nước có 51 tỉnh, thành phố có dịch sốt xuất huyết với tỷ lệ bình quân 306/100.000 người.

Trước những nguy cơ về BĐKH đang cận kề, Việt Nam đã xây dựng những đề án thích ứng với các hoàn cảnh sẽ xảy ra. Thay vì chỉ chú trọng phòng và khắc phục hậu quả thiên tai, các ngành đã có sự chuyển hướng trong việc thích ứng và tìm biện pháp phòng ngừa, giảm nhẹ hậu quả như Chương trình sống chung với lũ ở ĐBSCL và mới đây Chính phủ cũng yêu cầu các Bộ, ngành liên quan nghiên cứu giải pháp thích ứng với lũ ở miền Trung. Ở Phú Vang (Thừa Thiên-Huế) cũng cần phải xây dựng mới và nâng cấp hệ thống đê; nâng nền các công trình sát biển; quản lý sông và đầm phá; quản lý tổng hợp tài nguyên nước lưu vực và điều hành các hồ chứa,...".

Làm gì để đối phó và thích ứng với sự BĐKH này khi Việt Nam là 1 trong 5 quốc gia chịu ảnh hưởng nặng nề nhất là vấn đề được các đại biểu đặc biệt quan tâm trong hội thảo

Hướng tới chương trình hành động của ngành Nông nghiệp và Nông thôn tổ chức tại Hà Nội ngày 11 tháng 1 năm 2008.

Để hạn chế thiệt hại do nước biển dâng cao, trước mắt các nhà khoa học ở Việt Nam đã đề ra phương án cần trồng rừng ngập mặn và quy hoạch nuôi trồng thủy sản, phát triển các khu bảo tồn sinh thái, không quy hoạch các khu định cư gần bờ biển, cửa sông, xây đê cao 1 – 1,2m để bảo vệ cảng biển, di tích, điểm du lịch,... trong vùng ngập do nước biển dâng. Chính phủ đã dự kiến trong năm 2008 sẽ xây dựng kế hoạch hành động quốc gia. Riêng Bộ NN&PTNT sẽ thành lập văn phòng thường trực Ban Chỉ đạo Chương trình hành động giảm thiểu và thích ứng với biến đổi khí hậu.

– Biến đổi khí hậu mang lại nhiều rủi ro thiên tai cho Việt Nam, chủ yếu là thay đổi về lượng mưa và giông bão. Mực nước biển có thể tăng từ 30cm đến 1m trong vòng 100 năm tới, làm tăng rủi ro lũ lụt cho các vùng đất trũng ven biển. Và khi nhiệt độ tăng lên, hạn hán sẽ thường xuyên và gay gắt hơn. Trong chiến lược quốc gia đến năm 2020 của Việt Nam tập trung vào 6 quan điểm cơ bản:

+ Một là công tác phòng chống thiên tai bao gồm: Phòng ngừa, ứng phó và khắc phục hậu quả nhằm đảm bảo phát triển bền vững, ổn định xã hội và an ninh quốc gia.

+ Hai là, các cơ quan Nhà nước, tổ chức kinh tế, tổ chức xã hội, đơn vị vũ trang cũng như mọi công dân trong và ngoài nước có nghĩa vụ thực hiện việc phòng chống và giảm nhẹ thiên tai.

+ Ba là, công tác phòng chống và giảm nhẹ thiên tai thực hiện theo phương châm Nhà nước và nhân dân cùng làm.

+ Bốn là, nội dung phòng chống và giảm nhẹ thiên tai phải được lồng ghép trong quy hoạch, kế hoạch phát triển kinh tế-xã hội của từng vùng, từng lĩnh vực, quốc gia.

+ Năm là, công tác phòng chống và giảm nhẹ thiên tai lấy phòng ngừa là chính.

+ Sáu là, công tác phòng chống và giảm nhẹ thiên tai phải phát huy và kế thừa kinh nghiệm truyền thống, kết hợp với kiến thức, công nghệ hiện đại, tăng cường hợp tác quốc tế.

Hiện nay, nông nghiệp và nông thôn đang và sẽ là lĩnh vực chịu ảnh hưởng của tác động BĐKH nặng nề nhất. Do đó, Bộ NN&PTNT đã định hướng chiến lược về sản xuất lương thực tại các vùng, dự báo biến động về năng suất cây trồng tại các vùng sinh thái khác nhau. Những quy hoạch sử dụng đất như: thay đổi cơ cấu, thời vụ cây trồng, vật nuôi.

## **4.2. Những tác động tiêu cực của BĐKH đến MT nông nghiệp và nông thôn Việt Nam**

Nước ta là một nước nông nghiệp, gần 74% dân số đang sống ở khu vực nông thôn và miền núi với khoảng 20% số hộ ở mức nghèo đói. Trong điều kiện El Nino, năng suất lúa bình quân của vụ Đông Xuân giảm so với vụ trước đó, nhất là ở vùng Trung du Bắc Bộ, trái lại, năng suất lúa vụ mùa tăng, nhất là ở vùng Bắc Trung Bộ. Trong điều kiện La Nina, năng suất lúa bình quân vụ Đông Xuân và vụ mùa đều tăng so với vụ trước đó, trong đó vụ Đông Xuân rõ nhất ở đồng bằng Bắc Bộ, vụ mùa rõ nhất ở đồng bằng sông Cửu Long. Các hoạt động nông nghiệp cùng với những hoạt động dịch vụ, sinh hoạt đã làm xuất hiện nhiều vấn đề MT có tính chất đan xen lẫn nhau và ở nhiều nơi, nhiều chỗ đã và đang trở thành gay gắt, bức xúc. Đặc biệt, trong bối cảnh BĐKH toàn cầu lại nổi lên các tác động như sau:

### **a) Sự mất đất**

Việt Nam hiện có trên 3.260km bờ biển với khoảng 1 triệu km<sup>2</sup> mặt nước biển, nhưng nếu tính cả với diện tích này thì mật độ dân số Việt Nam vẫn thuộc loại cao trên thế giới. Đối với

Việt Nam, nếu hiện tượng nóng lên toàn cầu làm cho mực nước biển dâng lên thì ước tính sẽ có khoảng 17 – 19 triệu người Việt Nam mất đất ở, một phần rất lớn đất trồng trọt cũng sẽ bị ngập dưới mực nước biển. Mực nước biển dâng cao 1m có thể làm mất 12,2% diện tích đất, là nơi cư trú của 23% dân số (17 triệu người). Là một quốc gia nông nghiệp nhưng hầu hết nông dân Việt Nam có rất ít đất canh tác, đặc biệt là nông dân vùng ven biển. Tại các vùng nông thôn Bắc Bộ và Trung Bộ, bình quân đất canh tác trên đầu người chỉ khoảng 1,2 – 1,3 sào Bắc Bộ (tương ứng là 360m<sup>2</sup>). Gần đây, trong tiến trình công nghiệp hoá và đô thị hoá, khoảng 400.000ha đất nông nghiệp màu mỡ xung quanh các đô thị, các khu công nghiệp mới đã chuyển đổi sang đất phi nông nghiệp. Do đó, việc mất đi một phần rất lớn quỹ đất trồng trọt sẽ đặt Việt Nam trước một thách thức rất nghiêm trọng về an ninh lương thực. Các vùng ven biển miền Trung đất đai bị bạc màu và khô cằn, người nông dân thiếu sự lựa chọn trong sinh kế, nên họ luôn phải đi tìm các cơ hội tham gia khai thác tài nguyên biển và ven bờ. Thiếu việc làm trong nông nghiệp, hàng thập kỷ qua do kích thích của thị trường, nhiều nông dân đã tự phát chuyển từ trồng trọt sang nuôi trồng thủy sản. Xu hướng chuyển dịch thiếu tổ chức này đang gây sức ép ngày càng tăng lên nguồn lợi và MT nước ven bờ.

Với quan điểm "*điên tư, ngu chung*", do bức bách về cái ăn trước mắt, những kích thích của thị trường, thiếu kỹ thuật lại không được tổ chức, nên các hoạt động kiếm sống của cư dân ven biển đã trở thành lực lượng tàn phá các HST ven bờ (rừng ngập mặn, cỏ biển, rạn san hô, các vùng bãi triều,...) làm tài nguyên suy giảm, mất khả năng tái tạo, phục hồi và chức năng bảo vệ.

### **b) Ảnh hưởng đến HST nông nghiệp**

Theo dự báo của Nicolas Stern, nguyên là chuyên gia kinh tế hàng đầu của Ngân hàng thế giới (WB) thì cái giá mà mỗi quốc gia phải trả cho việc giải quyết các hậu quả của BĐKH trong một vài chục năm tới sẽ là khoảng từ 5 – 20% GDP mỗi năm, nếu không có biện pháp giảm phát thải khí nhà kính và thích nghi cấp bách. Ngoài ra, cũng theo ông, chi phí và tổn thất ở các nước đang phát triển sẽ lớn hơn so với các nước phát triển. BĐKH sẽ dẫn đến nhiều tai biến tự nhiên như bão gió, lũ lụt, khô hạn, trong khi đó những HST ven biển đã bị tàn phá thì chắc chắn những tai biến sẽ nặng nề thêm. Chỉ tính riêng năm 2006, thiệt hại do bão gây ra ở Việt Nam lên tới 1,2 tỷ USD. Mùa Đông năm 2007 – 2008, thời tiết rét đậm, rét hại và kéo dài tới 33 ngày đêm, lặp lại chu kỳ của năm 1968, đã làm chết hơn 53.415 con trâu, bò, trong đó bê, nghé chiếm khoảng 75%, khoảng 150.205ha lúa Xuân đã cấy, khoảng 10.000ha mạ non ở tất cả các tỉnh miền núi phía Bắc và Bắc Trung Bộ. Theo Bộ NN&PTNT, ước tính thiệt hại đối với ngành Chăn nuôi và Trồng trọt khoảng 400 tỷ đồng. Tác động của BĐKH đối với các HSTNN diễn ra ở phạm vi rộng và phức tạp. Sự tăng lên nhanh chóng của dân số Việt Nam (hiện là 85 triệu người) dẫn đến sự thay đổi của hệ thống nông nghiệp từ loại truyền thống sang nông nghiệp công nghiệp hoá với đặc trưng là đầu tư cao để tăng năng suất cây, con và tăng năng suất lao động. Thực tế cho thấy, từ thập kỷ nay người nông dân nước ta đã đầu tư lớn các loại phân bón hoá học cho 1ha gieo trồng, nhưng lại lãng quên việc bổ sung các loại phân bón hữu cơ cho đất. Việc sử dụng phân bón hiện nay có 3 đặc điểm chính là:

- Sử dụng không đúng kỹ thuật nên hiệu lực phân bón thấp.

- Bón phân không cân đối, nặng về sử dụng phân đạm.

- Chất lượng phân bón không đảm bảo, các loại phân bón N – P – K, hữu cơ vi sinh, hữu cơ khoáng do các cơ sở nhỏ lẻ sản xuất trôi nổi trên thị trường không đảm bảo chất lượng đăng ký, nhãn mác bao bì nhái, đóng gói không đúng khối lượng....

Những đặc điểm trên đang là những áp lực chính cho nông dân và môi trường đất.

Các yếu tố thời tiết, khí hậu biến đổi cũng ảnh hưởng lớn đến chăn nuôi. Vật nuôi cũng như các sinh vật khác chịu nhiều tác động từ các yếu tố môi trường. Các yếu tố khí tượng thủy văn như độ ẩm không khí, nhiệt độ, tốc độ gió, hướng gió, lượng bốc hơi nước, lượng mưa, số ngày mưa trong tháng, trong năm,... đều ít nhiều ảnh hưởng đến sức khỏe vật nuôi, nhất là vật nuôi quy mô hộ gia đình với các chuồng nuôi đơn giản, chưa được trang bị các thiết bị chống nóng, chống rét. Một mặt khác, dịch bệnh gia súc, gia cầm thường phát sinh theo mùa và phụ thuộc vào các yếu tố thời tiết, khí hậu.

### ***c) Gia tăng hiện tượng xói mòn rửa trôi đất***

BĐKH gây rối loạn chế độ mưa, nắng, nguy cơ nắng nóng nhiều hơn; lượng mưa thay đổi; lượng dinh dưỡng trong đất bị mất cao hơn trong suốt các đợt mưa dài; hiện tượng xói mòn nhiều hơn do gió mạnh hơn và tình trạng cháy xảy ra phổ biến hơn ở các vùng khô cằn. Nguy cơ nắng nóng và đất đai bị khô cằn nhiều hơn có thể làm giảm năng suất trồng trọt. Bên cạnh đó, bản thân nông nghiệp cũng góp phần tạo nên sự BĐKH. Trên thực tế, những hoạt động như thay đổi mục đích sử dụng đất, đốt rơm rạ sau thu hoạch cũng là các nguồn phát thải khí nhà kính vào bầu khí quyển. Theo ước tính thì lượng khí nhà kính mà nông nghiệp toàn cầu thải ra khoảng 20% tổng lượng khí thải do con người tạo ra. Ở Việt Nam, theo số liệu kiểm kê khí nhà kính năm 1994, thì lượng CO<sub>2</sub> phát thải trong ngành nông nghiệp khoảng 52,45 triệu tấn/năm, chiếm 50,5% tổng lượng phát thải.

Việt Nam có tổng diện tích đất tự nhiên 33,121 triệu ha, với khoảng 25 triệu ha đất dốc, chiếm hầu hết lãnh thổ miền núi và trung du, đặc biệt là Tây Bắc (92,8%) nên nguy cơ thoái hoá đất do xói mòn rửa trôi là rất lớn. Tại nhiều vùng, sự suy thoái đất còn kéo theo cả suy thoái về hệ thực vật, động vật và môi trường địa phương và đồng thời làm cho diện tích đất nông nghiệp trên đầu người giảm xuống đến mức báo động.

Vùng đất dốc là những khu vực rất nhạy cảm, dễ biến động khi có sự BĐKH, điều kiện sinh thái, đặc biệt là thảm thực vật. Do đó, tài nguyên đất ở các vùng này sẽ có nguy cơ tiếp tục bị suy thoái trầm trọng, làm biến đổi các tính chất đất và mất đất không còn tính năng sản xuất.

### ***d) Giảm tiếp gia tăng sử dụng HCBVTV trong sản xuất nông nghiệp***

BĐKH có thể ảnh hưởng tới sự xuất hiện và tăng trưởng của các loài sâu hại, làm lây lan các bệnh dịch và sâu bệnh. Sự phát triển và tăng trưởng của các tác nhân gây bệnh như vi khuẩn, virus, ký sinh trùng, nấm,... thường có quan hệ mật thiết với các yếu tố khí hậu, thời tiết. Nhiều loài côn trùng và sâu hại mới xuất hiện đặt MT nông nghiệp và nông thôn trước những thách thức rất lớn.

Nhiệt độ tăng sẽ làm thay đổi vùng phân bố và cấu trúc quần xã sinh vật của nhiều HST ven biển: các loài nhiệt đới sẽ giảm đi trong các HST ven biển và có xu hướng chuyển dịch lên các đới và vĩ độ cao hơn trong các HST trên cạn, các loài ôn đới sẽ giảm đi, cấu trúc chuỗi và lưới thức ăn cũng thay đổi. BĐKH sẽ làm gia tăng sự suy thoái của một số loài cây hoang dại- một nguồn gen quý để lai tạo các giống loài mới, đồng thời cũng làm mất đi một số giống loài cây, con trong nông nghiệp do không thích ứng được với sự biến động của khí hậu (khung 4.3).

#### **Khung 4.3. Tình hình chặt phá và khai thác rừng trái phép**

Từ đầu năm đến cuối năm 2008 trên cả nước đã xảy ra hàng chục nghìn vụ vi phạm các quy định của Nhà nước về bảo vệ rừng và quản lý lâm sản. Mỗi tháng, Kiểm lâm và các lực lượng chức năng thu giữ trên 2.000m<sup>3</sup> gỗ khai thác, buôn bán và vận chuyển trái phép. Số vụ vi phạm gia tăng theo từng tháng. Đáng chú ý, trong tổng số 3.252 vụ vi phạm bị phát hiện của tháng 4/2008 thì số vụ phá rừng trái phép tăng gấp hơn 2,5 lần so với tháng 3/2008 với 887 vụ. Chỉ trong tháng 4/2008 đã có trên 1.509m<sup>3</sup> gỗ tròn và 1.536m<sup>3</sup> gỗ xẻ bị thu giữ. Trong lúc rừng trồng mới tập trung trong 4 tháng đầu năm 2008 chỉ đạt 19,2 nghìn ha, bằng 9,5% kế hoạch năm.

*Nguồn: Bộ Công an, Báo CAND số 1016, 8/5/2008*

BĐKH còn ảnh hưởng đến các thủy vực nội địa (sông, hồ, đầm lầy,...) qua sự thay đổi nhiệt độ nước và mực nước làm thay đổi lớn tới thời tiết (chế độ mưa, bão, hạn hán, cháy rừng,...), tới lưu lượng, đặc biệt là sản suất và thời gian của những trận lũ và hạn hán lớn sẽ làm giảm sản lượng sinh học bao gồm cả các cây trồng nông, công và lâm nghiệp và sự diệt vong của nhiều loài thực vật bản địa, gây hậu quả nghiêm trọng cho nền kinh tế.

#### **e) Gia tăng hạn hán và hoang mạc hoá**

BĐKH với xu thế nóng lên toàn cầu đã tác động đến thời tiết, khí hậu nước ta. Những biểu hiện về sự tăng lên của nhiệt độ trung bình ở hầu hết các vùng trong vài thập kỷ gần đây so với nửa đầu thế kỷ XX, thiên tai và hiện tượng thời tiết cực đoan như nắng nóng, giá rét, bão, lũ lụt, hạn hán xảy ra dồn dập và ác liệt hơn ở nhiều vùng cùng với ảnh hưởng của hiện tượng El Nino và La Nina làm cho tính biến động và dị thường của thời tiết, khí hậu tăng lên, gây khó khăn cho công tác dự báo và phòng chống.

Một trong những thiên tai thường xuyên xảy ra hàng năm ở nước ta là hạn hán, bắt nguồn từ sự thiếu hụt lượng mưa kéo dài liên tục nhiều tháng và lượng bốc hơi lớn trong điều kiện nhiệt độ cao và độ ẩm thấp làm lượng dự trữ nước trong đất bị giảm sút nghiêm trọng, trong khi nguồn nước từ nhiều sông, suối, hồ chứa bị cạn kiệt (khung 4.4).

#### **Khung 4.4. Việt Nam mỗi năm 20ha đất nông nghiệp biến mất vì SMH**

Cùng với BĐKH, Việt Nam đang phải đối mặt với nguy cơ SMH. Theo thống kê, mỗi năm SMH làm mất tới 20 ha đất nông nghiệp, ảnh hưởng tới mức sống của 20 triệu người dân nghèo. Hậu quả của SMH còn khiến nền kinh tế thiệt hại hàng nghìn tỷ đồng, gây nên tình trạng hạn hán ở một số tỉnh ven biển miền Trung, trong đó nghiêm trọng nhất phải kể đến 3 tỉnh: Khánh Hoà, Ninh Thuận và Bình Thuận.

*Nguồn: Báo CAND, số 1060, ngày 21/6/2008*

Hạn hán đặc biệt nghiêm trọng khi chịu ảnh hưởng của hiện tượng El Nino, điển hình là trong các đợt El Nino 1993, 1997 – 1998. Do hạn hán liên tục, kéo dài nhiều năm, cùng với tác động của con người trong việc khai thác, sử dụng tài nguyên thiên nhiên không hợp lý, nhất là đất đai làm cho đất bị thoái hoá và dẫn đến hiện tượng hoang mạc hoá. Riêng ở Ninh Thuận, diện tích đất bị thoái hoá và hoang mạc hoá đã chiếm tới 34% diện tích đất tự nhiên của tỉnh và đang có xu hướng gia tăng.

## **II- CÁC QUÁ TRÌNH LÀM SUY THOÁI MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

Suy thoái môi trường đất là mối nguy hiểm đe dọa toàn thế giới. Những nguyên nhân không chỉ đơn thuần có nguồn gốc từ nông nghiệp như do sử dụng các phương thức canh tác không thích hợp, mà còn là do thoái hoá về hoá học (mất độ phì nhiêu đất) và vật lý học (mất

cấu trúc đất). Bên cạnh đó, vấn đề nước tưới cũng trở nên cấp bách. Ở nhiều vùng, sự mất nước còn nguy hiểm hơn là mất đất. Sự thoái hoá đất tính theo kiểu và nguyên nhân trên thế giới được trình bày ở bảng 4.2.

**Bảng 4.2. Thoái hoá đất theo kiểu và nguyên nhân**

Đơn vị: triệu ha

| Vùng                            | Xói mòn do nước | Xói mòn do gió | Thoái hoá hoá học | Thoái hoá lý học | Tổng số     |
|---------------------------------|-----------------|----------------|-------------------|------------------|-------------|
| Châu Phi                        | 170             | 98             | 36                | 17               | 312         |
| Châu Á                          | 315             | 90             | 41                | 46               | 452         |
| Nam Mỹ                          | 77              | 16             | 44                | 1                | 138         |
| Bắc và Trung Mỹ                 | 90              | 37             | 7                 | 5                | 139         |
| Châu Âu                         | 93              | 39             | 18                | 8                | 158         |
| Châu Úc                         | 3               | —              | 1                 | 2                | 6           |
| <b>Tổng số</b>                  | <b>748</b>      | <b>280</b>     | <b>147</b>        | <b>39</b>        | <b>1214</b> |
| <b>Nguyên nhân</b>              | <b>%</b>        | <b>%</b>       | <b>%</b>          | <b>%</b>         |             |
| Phá rừng                        | 43              | 8              | 26                | 2                | 384         |
| Chăn thả quá mức                | 29              | 50             | 6                 | 16               | 398         |
| Thực tiễn canh tác không hợp lý | 24              | 16             | 58                | 80               | 339         |
| Nguyên nhân khác                | 4               | 16             | 10                | 2                | 93          |
| <b>Tổng số</b>                  | <b>100</b>      | <b>100</b>     | <b>100</b>        | <b>100</b>       | <b>1214</b> |

(Nguồn: L.J. Clarke & Th. Friedrich, 2004).

Ở những vùng khô hạn và bán khô hạn chủ yếu tiến hành canh tác có tưới. Theo thống kê, khoảng 15% đất canh tác nông nghiệp trên thế giới phải tưới và diện tích này lại sản xuất ra khoảng 40% lượng lương thực của thế giới (Brian J. Wienhold, 1999). Nhưng mặt trái của vấn đề là do kỹ thuật tưới tiêu không hợp lý; do nguồn nước và khả năng bốc hơi mạnh ở vùng khô hạn. Do đó, mặn hoá tác động tới cả đất và nước. Ước tính, có khoảng 45 triệu trong số 230 triệu hecta đất canh tác có tưới bị mặn hoá và có khoảng 10 triệu ha bị thoái hoá do úng nước. Hiện nay, hàng năm mất khoảng từ 1,5 – 2 triệu ha do mặn hoá và úng nước, các cây trồng nông nghiệp rất nhạy cảm với độ mặn, đặc biệt là ở giai đoạn cây non. Nếu  $\text{Na}^+$  chứa trong nước tưới thay thế  $\text{Ca}^{2+}$  và  $\text{Mg}^{2+}$  trên keo đất thì dẫn tới thoái hoá cấu trúc đất, giảm tốc độ thấm lọc và độ thoáng khí của đất. Đồng thời, các sông, hồ và thủy vực cũng có thể bị nhiễm mặn do nước tiêu từ khu vực có tưới xuống. Theo Scheter (1988), diện tích đất bị nhiễm mặn chiếm hơn 50% đất canh tác ở Iran. Từ 25 – 50% ở Xiri; 30% ở Irắc, 20% ở Trung Quốc và 15% ở Ấn Độ.

Tất cả các quá trình trên đều làm mất tính năng sản xuất của đất, suy thoái MT đất và hậu quả là nhiều vùng đất rộng lớn trở nên khô cằn -- hoang mạc hoá.

## 1. Sa mạc hoá (desertification)

### 1.1. Khái niệm

Aubreville (1994) lần đầu tiên sử dụng thuật ngữ sa mạc hoá để mô tả các quá trình cũng như sự kiện làm thay đổi đất phì nhiêu thành sa mạc. Năm 1992, Hội nghị LHQ về Môi trường

& Phát triển đã chấp nhận thuật ngữ này. Sa mạc hoá hiện nay được xem là sự thoái hoá đất ở những vùng khô hạn, bán khô hạn và phụ ẩm khô, gây nên bởi nhiều yếu tố khác nhau, cả những thay đổi về khí hậu và những hoạt động nhân sinh. Một số yếu tố do con người gây nên làm cho đất đai bị thoái hoá như chặt phá rừng, chăn thả động vật quá mức và những hoạt động nông nghiệp không hợp lý (chặt và đốt, thời kỳ bỏ hoang rút ngắn, và khai thác quá mức chất dinh dưỡng đất).

Theo định nghĩa của FAO thì "SMH là quá trình tự nhiên và xã hội phá vỡ cân bằng sinh thái của đất, thảm thực vật, không khí và nước ở các vùng khô hạn và bán ẩm ướt. Quá trình này xảy ra liên tục, qua nhiều giai đoạn, dẫn đến giảm sút hoặc huỷ hoại hoàn toàn khả năng dinh dưỡng của đất trồng trọt, giảm thiểu các điều kiện sinh sống và làm gia tăng cảnh hoang tàn". Chỉ tiêu quan trọng để xác định độ SMH là tỷ lệ lượng mưa hàng năm, so với lượng bốc thoát hơi tiềm năng trong thời gian nhất định, biến động từ 0,05 – 0,65 (Cộng ước chống SMH). Hiện nay, SMH thể hiện rõ nhất trên đất trồng đồi trọc, không còn lớp phủ thực vật, địa hình dốc, chia cắt, nơi có lượng mưa thấp (700 – 800 mm; 1.500 mm/năm); lượng bốc hơi tiềm năng đạt 1.000 – 1.800 mm/ năm. Hàng năm, SMH đã gây thiệt hại cho thế giới khoảng 30 – 40 tỷ USD và đã thành tai hoạ cho nhiều nước.

SMH đã trở thành dạng thiên tai phổ biến trên thế giới trong những thập niên gần đây. Theo đánh giá của UNEP thì diện tích SMH đã lên đến 39,4 triệu km<sup>2</sup>, chiếm 26,3% diện tích đất tự nhiên của thế giới và hơn 1 tỷ người trên 100 quốc gia đang phải đối mặt với SMH. Hiện nay, theo tính toán, trên thế giới ước tính cứ 1 phút trôi qua có 10ha đất bị SMH. Nguy cơ đói và khát do SMH uy hiếp 250 triệu người trên Trái Đất.

Do đó, ngày MT thế giới 5/6/2006, thông điệp của Liên Hợp Quốc đối với loài người đã nêu rõ "Đất khô cần có ở mọi khu vực chiếm hơn 40% bề mặt Trái Đất và là nơi sinh sống của gần 2 tỷ người– 1/3 dân số thế giới. Đối với hầu hết các cư dân ở những vùng đất khô cần, cuộc sống của họ thật khó khăn và tương lai thường bất ổn, với mức sống cùng cực về các mặt kinh tế-xã hội và sinh thái,... Trên toàn thế giới, đói nghèo, quản lý đất đai không bền vững và BĐKH đang biến các vùng đất khô cần thành các sa mạc và ngược lại, hoang mạc hoá đang làm trầm trọng thêm và dẫn đến đói nghèo (khung 4.5).

#### **Khung 4.5. Thế giới với vấn đề sa mạc và hoang mạc hoá**

Theo Chương trình MT Liên Hợp quốc: Suy thoái đất khô hạn ngày càng nan giải đòi hỏi phải có hành động giàu ý tưởng, cộng tác và đa ngành. Suy thoái đất khô hạn vừa là hệ quả vừa là nguyên nhân của sự BĐKH. Suy thoái đất khô hạn vừa là nguyên nhân, vừa là hậu quả của đói nghèo. Nếu cứ phó mặc thì suy thoái đất khô hạn sẽ đe dọa đến an ninh lương thực trong tương lai đối với dân số của nhân loại đang ngày càng gia tăng và đe dọa đến sự ổn định của các cộng đồng và các nước ở mọi khu vực. Do vậy, nhân ngày MT thế giới, UNEP đã gửi thông điệp đến Thế giới: "Đừng từ bỏ các vùng đất khô cần".

Nguồn: Tạp chí BVMT, số 5 – 6, 2006

### **1.2. Diễn biến của sa mạc hoá**

SMH trở nên nghiêm trọng tại cận Sahara Châu Phi và Nam Á, là những nơi suy thoái đất khô cần trở thành rào cản lớn đối với việc xoá đói giảm nghèo, cũng như làm suy yếu các nỗ lực đảm bảo tính bền vững về MT. Theo tính toán, có khoảng một nửa dân nghèo trên thế giới sống ở những vùng đất khô hạn, có nguy cơ SMH rất cao; tỷ lệ tử vong trẻ sơ sinh ở các khu vực này cao hơn 2 lần so với các vùng khác ở các nước đang phát triển và gấp 10 lần so với các nước phát triển (54/100 trẻ). Châu Á là vùng bị SMH nặng nề nhất và đang gây ảnh hưởng đến đời sống của

khoảng 150 triệu người. Chỉ riêng Châu Á có khoảng 860 triệu ha đất đang bị SMH, trong đó có 70 triệu hecta đất trồng cạn và 16 triệu hecta đất được tưới có giá trị đang có nguy cơ SMH. Quá trình này xảy ra mạnh nhất ở Ấn Độ, Trung Quốc, Iran, Pakistan và Mông Cổ.

Kết quả của quá trình SMH dẫn đến việc tích lũy các độc tố trong đất và MT đất lại chuyển sang thể loại khác, đó là ô nhiễm. Chính vì vậy, Công ước về chống SMH của Liên Hợp Quốc đã được thông qua tại Hội nghị thượng đỉnh Trái Đất tại Rio de Janeiro (Braxin) năm 1992 và đã có trên 130 nước tham gia ký kết.

Bảng 4.3 dẫn số liệu về diện tích đất bị thoái hoá ở các nước cận Sahara gây nên bởi các yếu tố khác nhau.

**Bảng 4.3. Phạm vi thoái hoá đất ở Sudan do các tác nhân khác nhau (triệu ha)**

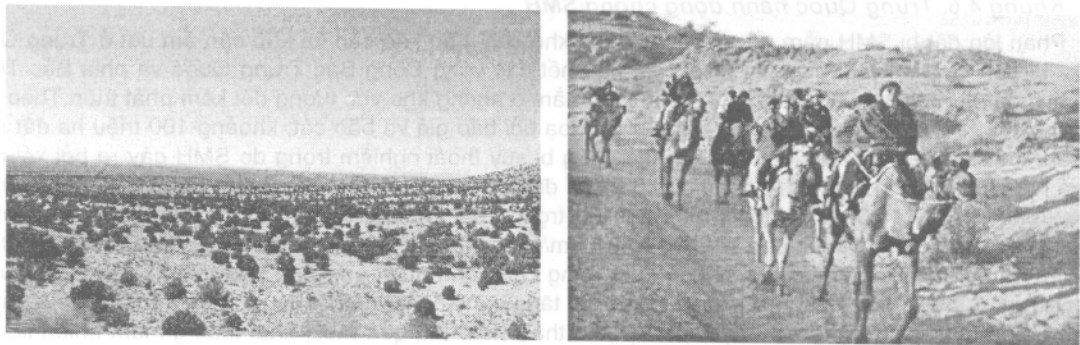
| Vùng sinh thái  | Xói mòn do gió | Xói mòn do nước | Thoái hoá hoá học | Thoái hoá lý học | Tổng số |
|-----------------|----------------|-----------------|-------------------|------------------|---------|
| Khô hạn quá mức | 5,8            | 2,4             | 0                 | 0                | 8,2     |
| Khô hạn         | 20,0           | 6,9             | 3,0               | 0                | 29,9    |
| Bán khô hạn     | 1,2            | 7,7             | 5,3               | 3,0              | 17,3    |
| Phụ ẩm khô hạn  | 0              | 0,7             | 3,8               | 0                | 4,5     |
| Phụ ẩm ướt      | 0              | 0,5             | 3,7               | 0                | 4,2     |
| Tổng            | 27,0           | 18,2            | 15,8              | 3,0              | 64,0    |

Nguồn: Ayoup, Ali Taha, 1998.

Những đất cát này rất nhạy cảm với xói mòn vì tính dính kết kém của những hạt đất tương đối nhỏ, chúng bị khô rất nhanh. Bảng 4.3 nêu tác động tiêu cực mạnh của xói mòn gió so với những tác nhân gây thoái hoá đất khác trong các vùng sinh thái khác nhau của Sudan và cung cấp thêm một số dẫn chứng bổ sung về thoái hoá đất do xói mòn gió như một vấn đề nguy hiểm ở Sahel (Sudan), gây những hậu quả kinh tế – xã hội to lớn cho dân cư.

Liên Hợp Quốc đã đưa ra những báo động về quá trình này như sau:

- SMH đang đe dọa toàn cầu chiếm khoảng 40% bề mặt Trái Đất, hơn 250 triệu người bị tác động trực tiếp và 1 tỷ người trong hơn 100 nước bị rủi ro.
- Mọi khu vực trên Trái Đất đang phải đối mặt.
- Có khoảng 30% diện tích trên Trái Đất là khô hạn và bán khô hạn đang bị SMH đe dọa.
- Có 18% dân số thế giới đang sinh sống ở vùng có nguy cơ SMH. Hiện nay, hàng năm có khoảng 6 triệu ha đất bị SMH và mất khả năng canh tác do những hoạt động của con người (hình 4.2).



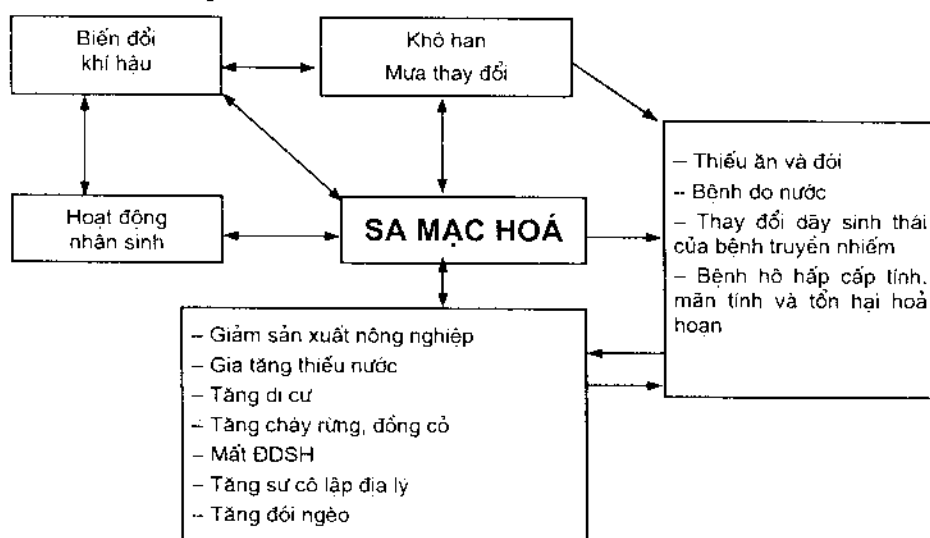
**Hình 4.2. Quá trình sa mạc hoá đang có nguy cơ lan rộng**



### 1.3. Tác động của sa mạc hoá

Những tác động chính của SMH:

- Làm suy giảm tính đàn hồi tự nhiên của đất đai, khả năng phục hồi độ phì nhiêu lại từ những rối loạn của khí hậu.
- Làm giảm tính năng sản xuất của đất.
- Làm hư hại thảm phủ thực vật, những thực vật ăn được có thể bị thay thế bằng thực vật không ăn được.
- Làm gia tăng nguy cơ gây lụt lội bởi dòng chảy giảm chất lượng nước, làm gia tăng bồi lắng sông suối, ao hồ, các hồ chứa và các kênh hàng hải.
- Gia tăng các vấn đề về sức khỏe do cát bụi bởi gió, kể cả lây lan đau mắt, bệnh hô hấp, dị ứng và sức ép tinh thần.
- Suy giảm sản xuất lương thực.
- Làm mất nơi sinh sống dẫn đến di cư (hình 4.3).



Hình 4.3. Tác động của SMH

Suy thoái đất khô cằn đang diễn ra mạnh mẽ nhất là ở Châu Phi, Tây Nam Á, Trung Quốc. Hiện nay nhiều quốc gia đã thực hiện những chương trình hành động để ứng phó với vấn đề SMH (khung 4.6).

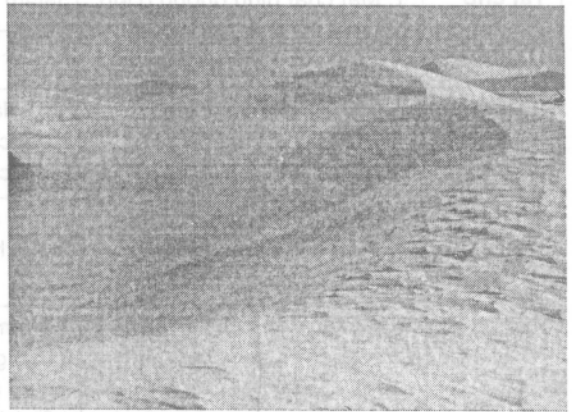
#### Khung 4.6. Trung Quốc hành động chống SMH

Phần lớn đất bị SMH nằm rải rác ở các vùng khô cằn, bán khô cằn và khô cận ẩm ướt ở Trung Quốc thuộc 13 tỉnh và các khu vực tự trị phía Tây, hầu hết các vùng Đông Bắc Trung Quốc và phía Bắc Tibet. Diện tích đất bị SMH ước khoảng 3,327 triệu km<sup>2</sup>, nằm ở những khu vực tương đối kém phát triển. Theo ước tính, khoảng 13 triệu ha đất trồng trọt đang bị đe dọa bởi bão gió và bão cát; khoảng 100 triệu ha đất thảo nguyên, thảo nguyên sa mạc và bãi chăn thả đang bị suy thoái nghiêm trọng do SMH gây ra bởi xói mòn gió và hiện tượng cuốn cát. Có khoảng 430.000km<sup>2</sup> đất ở Cao nguyên Hoàng thổ bị ảnh hưởng do xói mòn nước, trong đó có 145.000km<sup>2</sup> bị xói mòn nghiêm trọng, mất khoảng 5.000 tấn/km<sup>2</sup>/năm tầng đất mặt và nâng lòng sông Hoàng Hà lên cao khoảng 5 – 10cm/năm. Nguyên nhân của quá trình SMH ở Trung Quốc chủ yếu do sự thay đổi khí hậu và những hoạt động của con người, trong đó yếu tố con người là nguyên nhân chủ yếu. SMH diễn ra nhanh chóng do sự gia tăng dân số, áp lực từ quá trình phát triển kinh tế, nhận thức kém về tầm quan trọng của việc bảo vệ sinh thái, chăn thả quá mức, khai thác gỗ làm nhiên liệu và chặt phá rừng quá mức, tàn phá cây trồng trên thảo nguyên, thảo nguyên sa mạc và bãi chăn thả gia súc, hệ canh tác không thích hợp ở khu vực đất dốc và suy thoái lớp phủ thực vật.

## 2. Xói mòn do gió – yếu tố chính gây sa mạc hoá

### 2.1. Quá trình

Xói mòn do gió xảy ra bất kỳ lúc nào khi đất bị khô, trống hoặc gần trống rỗng, và tốc độ gió vượt quá tốc độ ngưỡng, thì nó bắt đầu di chuyển các hạt cát. Lyles (1974) mô tả 3 phương thức di chuyển đất: Trườn theo bề mặt, di chuyển đột ngột và di chuyển lơ lửng. Các hạt đất nặng được di chuyển theo phương thức trườn, lăn và lở dọc theo mặt đất, vì chúng rất nặng khó nhấc lên khỏi bề mặt, trong khi đó các hạt nhẹ hơn được di chuyển bằng phương thức đột ngột bằng cách nhảy cóc hay nhảy từng đoạn ngắn ở độ cao < 1m. Những hạt nhỏ nhảy theo những độ cao và khoảng xa hơn bởi những gió có phương thẳng đứng. Những hạt đất di chuyển



Hình 4.4. Xói mòn do gió

bằng cách trườn trên bề mặt và bằng cách nhảy cóc gây những hậu quả tai hại tại chỗ, trong khi những hạt di chuyển ở trạng thái lơ lửng lại có những tác động ngoại vi.

Theo Sterk (1996) những gió gây xói mòn là những gió vượt quá tốc độ giới hạn xảy ra trong hai thời kỳ ở Sudan. Vào mùa khô (tháng 10 đến tháng 4 năm sau) khi vùng bị gió khô rất mạnh tấn công và được gọi là *harmattan*, chúng có thể gây nên xói mòn gió trung bình. Gió *harmattan* xuất phát từ Sa mạc Sahara từ tháng 1 đến tháng 3, chúng thường mang đi lượng lớn bụi từ những nguồn rất xa (hình 4.5). Thời kỳ thứ hai của xói mòn và quan trọng nhất là vào đầu mùa mưa (tháng 5 – tháng 7), khi mưa đến cùng với giông, sấm sét thì cát được di chuyển theo hướng Tây qua Sahel của Sudan.

Những sự kiện này thường xảy ra ngắn trong vòng 10 – 30 phút, nhưng giông bão có thể gây nên chuyển động đất rất mạnh.

Quá trình này gây những tác động phá hoại ghê gớm ở những vùng nơi cân bằng HST bị nhiễu loạn, do các hệ thống sử dụng đất làm giảm độ che phủ đất. Những tác động này gây những mất mát to lớn về sinh mạng và sự khốn khổ cho dân cư trong vùng và vùng ngoại vi.

### 2.2. Các tác động của gió

Các tác động phá hoại của xói mòn gió có thể tóm tắt ở bảng 4.4.

Về phương diện môi trường đất, có thể mô tả chi tiết các tác động của xói mòn do gió cụ thể như sau:

– Mất tính năng sản xuất của đất:

Tác động rõ nhất của xói mòn gió là sự mất lớp đất mặt giàu chất dinh dưỡng khoáng, nếu không phòng chống kịp thời sẽ gây mất độ phì đất và sức sản xuất lâu dài qua sự mất các chất dinh dưỡng và chất hữu cơ. Trên các đất trống, sự mất đất có thể trên 60 – 70 tấn/ha/năm. Năm 1997, Sterk và Stein ghi nhận sự mất đất tới 45,9 tấn/ha chỉ trong 4 trận bão cát. Bên cạnh đó, nhiều tính toán đã được tiến hành cho thấy, tối thiểu có 55 tấn đất bị mất/ha trong các trận mưa của 1995 và 24 tấn/ha trong năm 1996. Những mất mát về dinh dưỡng này tương ứng với lượng hút thu dinh dưỡng của cây kê để hình thành 600kg hạt/ha.

**Bảng 4.4. Tác động và hậu quả của thoái hoá đất do xói mòn gió**

| Vị trí   | Các tác động                                             | Hậu quả MT                                                                                | Hậu quả KT – XH                                                                          |
|----------|----------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------|
| Tại chỗ  | 1. Mất chất dinh dưỡng ở lớp đất mặt và chất hữu cơ đất. | Giảm năng suất và mất ĐDSH.                                                               | Tăng rủi ro sản xuất. Mất những thực vật làm thuốc và giảm nguồn thu nhập của người dân. |
|          | 2. Mất lâu dài độ phì nhiêu                              | Mất đất canh tác; năng suất cây trồng giảm, tăng áp lực lên phần đất còn lại.             | Gia tăng sự mất an ninh lương thực.                                                      |
|          | 3. Chôn vùi các giống cây con và cát bị thổi mất         | Giảm năng suất cây trồng hoặc hư hại cây trồng.                                           | Gia tăng sự mất an ninh lương thực; tăng sức lao động do phải gieo trồng lại.            |
|          | 4. Sự xâm lấn cát                                        | Làm mất đất và băng cây chắn gió, chôn vùi hạ tầng cơ sở (đường sá, đường sắt, kênh đào). | Gia tăng sức lao động.                                                                   |
|          | 5. Tạo phân cứng rắn ở bề mặt đất                        | Tăng rửa trôi mất nước mặt mùa màng.                                                      | Gia tăng sức lao động.                                                                   |
| Ngoại vi | Tai biến do phát thải bụi                                | Ô nhiễm không khí, các vấn đề về bệnh hô hấp. Suy giảm tầm nhìn, thay đổi khí hậu.        | Những vấn đề khí hậu liên quan khác.                                                     |

Những số liệu trên là những minh chứng sống động về mất đất từ cánh đồng trồng bị xói mòn gió. Tuy nhiên trong thực tiễn, người nông dân có thể để lại trên cánh đồng một phần phụ phẩm cây trồng từ 0,3 – 0,5 tấn/ha ở thời điểm đầu mùa mưa. Lượng phụ phẩm tuy thấp nhưng cũng có ảnh hưởng đến xói mòn gió, đặc biệt khi tốc độ gió cao. Nếu lượng phụ phẩm tăng lên đến 1,5 – 2 tấn/ha sẽ có hiệu quả thực sự để kiểm soát xói mòn gió. Tuy nhiên, sự tranh chấp giữa việc nuôi gia súc, củi đun và xây dựng nhà cửa đã làm giảm hiệu quả này. Mặc dù vậy, nhiều nước vùng sa mạc đã áp dụng các biện pháp cải tạo đất và chống SMH rất thành công (khung 4.7 và khung 4.8).

#### **Khung 4.7. Vẫn sống được với cát di động ở Bắc Sudan**

Sự lấn chiếm cát trong các làng mạc và đồng ruộng do thịnh hành gió Tây. Một số trang trại trù phú dọc theo bờ sông đã dần bị chôn vùi bởi cát bay; làm hư hại mùa màng và máy móc. Những giếng đào, kênh mương đều bị lấp đầy và nhà cửa bị chôn vùi. Kế sinh nhai hạn chế và đối với dân chúng bắt buộc phải di cư. Các yếu tố được nhấn mạnh bao gồm, sự giảm sút lớp phủ thực vật do chặt cây, chăn thả quá mức và áp lực dân số đến đất đai.

Hành động: Một cách tiếp cận khôn khéo, là xây dựng hệ thống bảo vệ xung quanh bằng cách trồng hàng đôi, hàng ba các băng cây dương prosopis (*Psidium cattleianum*), bạch đàn và keo dậu để chắn gió cho các nông trại và được cộng đồng hưởng ứng mạnh mẽ. Những hoạt động hỗ trợ khác gồm chương trình phụ nữ để tăng các hoạt động thu nhập. Các chương trình phát triển tăng cường nhận thức và tinh thần tự cứu mình, các hoạt động nghiên cứu để tuyển chọn những cây trồng khác nhau thích hợp cho các băng chắn.

Kết quả: Cộng đồng hoạt động có hiệu quả dựa trên hệ thống kiểm soát xói mòn gió đã được lập với sự nhất trí cao, đất nông nghiệp được cải tạo trồng 25%/năm. Năng suất lúa mỳ tăng 50 – 100%, ngăn chặn sự di cư của hàng nghìn người. Tăng cường năng lực và cộng đồng tự tin sẵn sàng kiểm soát và quản lý MT cho một phương thức làm ăn bền vững.

#### **Khung 4.8. Dự án trồng rừng ở Nigeria. Một câu chuyện thành công chống thoái hoá đất do SMH**

Vấn đề: Sự thoái hoá đất nghiêm trọng do tạo thành những đụn cát trong các vùng mà rừng bị chặt phá mạnh, chặn thả gia súc quá mức, tăng cường thâm canh nông nghiệp và nóng, khí hậu khô cằn đất bị đốt nóng và dễ bị gió thổi bay đi nơi khác.

Hoạt động: Họ đã tiếp cận theo quan điểm lý sinh bằng việc thiết lập các băng chắn gió, để đạt được mục tiêu MT với sự hỗ trợ của các hoạt động lâm nghiệp xã hội như tạo các rừng cây và vườn cây ăn trái, trồng cây ven đường và thiết lập các vườn ươm, cung cấp cây giống lấy gỗ làm củi, làm nhà và tạo nguồn thu nhập. Sự tham gia mạnh mẽ của cộng đồng đã được kích thích thông qua sự phát triển các tổ chức trong cộng đồng và các chương trình lâm nghiệp để đảm bảo thực hiện dự án và sở hữu tư nhân, nghiên cứu được tiến hành nhằm nâng cao nhận thức và thông tin các chính sách.

Kết quả đạt được: Đất đai được bảo tồn có hiệu quả và thảm che phủ thực vật được duy trì bằng những băng cây chắn gió. Mức độ hiểu biết về sa mạc luôn tăng cao, thấy rõ lợi ích của việc trồng rừng và giá trị sử dụng những loài cây bản địa. Xúc tiến những hoạt động tạo thu nhập và kinh tế. Tăng cường năng lực của các tổ chức cộng đồng và tỷ lệ đồng thuận cao của họ là những minh chứng cụ thể cho lợi ích cộng đồng.

#### **– Mất và hư hại mùa màng:**

Những nghiên cứu tiến hành ở Nigeria cho thấy, người nông dân đã nhận diện sự hư hại mùa màng như là một trong những tác động nguy hại của xói mòn gió. Khoảng 69% nông dân đã quan trắc và thừa nhận sự hư hại đối với cây kê là do cát bị thổi bay; cây trồng bị chôn vùi (Lamers, 1998). Theo Biielders (1998), sự hư hại trực tiếp đối với cây trồng trong các bão cát có thể gây mất mô thực vật và hoạt tính quang hợp bị giảm sút, đó là hệ quả của cát bị thổi hoặc chôn vùi các cây non lãng động cát. Những lá bị chà xát, giảm tỷ lệ sống sót của cây, sự phát triển và năng suất của cây trồng thấp là điều tất yếu. Phạm vi hư hại kiểu này phụ thuộc vào các yếu tố như loài cây, tốc độ gió, số lượng và chủng loại vật liệu bị chà xát, tần suất, độ dài của bão cát.

#### **– Sự hình thành đụn cát:**

Cát bị gió thổi bay kéo theo hình thành và di chuyển các đụn cát mà chúng có thể xâm lấn đất trồng và đất nhà ở. Sự di chuyển các đụn cát liên quan đến nỗi thống khổ của con người và bị kích là hậu quả mất đất đai, đặc biệt ở những vùng nghèo khổ với kế sinh nhai ít ỏi hoặc không có các giải pháp trung gian.

#### **– Ô nhiễm không khí:**

Sự ô nhiễm không khí tại chỗ hoặc vùng ngoại vi do di chuyển các hạt đất có khối lượng nhẹ hoặc bụi rất thường thấy ở Sahel, nó là một trong những nguồn quan trọng của sức tải bụi toàn cầu. Tầm nhìn bị giảm và các vấn đề bệnh hô hấp là 2 hệ quả nghiêm trọng nhất. Những ghi nhận của nông dân ở Nigeria cho thấy bụi liên quan đến các vấn đề sức khỏe là mối quan tâm lớn của nông dân hơn cả mất đất và hư hại cây trồng (Lamers, 1998). Bằng chứng cụ thể là nhiều năm gần đây ở Nigeria, số ngày giảm tầm nhìn tăng cao.

Theo tính toán, hàng năm 100 triệu tấn bụi bị thổi về phía Tây từ Châu Phi đến Atlantic (Middleton, 1986). Hiện nay ước tính, những gió có năng lượng cao và siêu bão hòa cát từ Sahara có thể đóng góp vào việc gia tăng tần suất và cường độ các trận bão Đại Tây Dương. Cũng có giả thiết là không khí Sahara có sức tải bụi được vận chuyển trong thời gian gió mùa hè về phía đông Đại Tây Dương trong tổ hợp với vùng đồng quy nhiệt đới, có đủ năng lượng để xúc tiến hình thành nhiều trận bão.

### **3. Hoang mạc hoá ở Việt Nam**

#### **3.1. Hiện trạng**

Hiện nay, Việt Nam có khoảng 9,3 triệu ha đất liên quan đến IIMH (khoảng 28% tổng diện tích đất đai trên toàn quốc), trong đó 5,06 triệu ha đất chưa sử dụng và 2 triệu ha đất đang

được sử dụng bị thoái hoá nặng và 2 triệu ha đang có nguy cơ bị giảm độ phì nhiêu hoặc bị thoái hoá nghiêm trọng do xói mòn, rửa trôi, đá ong hoá, chua phèn và mặn hoá. Tài nguyên rừng mặc dù đã được phục hồi đáng kể so với giai đoạn chiến tranh, nhưng độ che phủ mới chỉ đạt 36,3%, thấp hơn so với năm 1943 (43%).

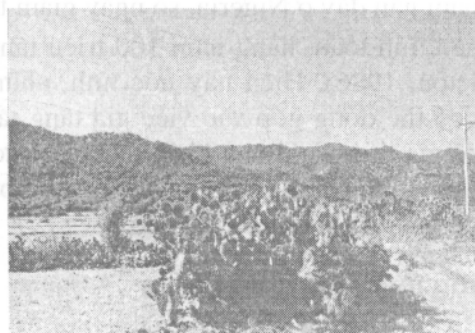
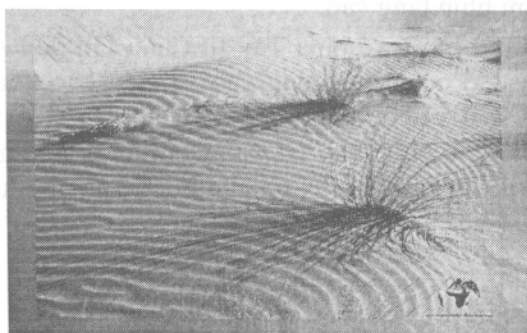
HMH ở Việt Nam xảy ra cục bộ mà điển hình là dải cát hẹp, dài dọc theo bờ biển miền Trung, tập trung ở 10 tỉnh thành, từ Quảng Bình đến Bình Thuận với diện tích khoảng 419.000 ha, nơi có những chỉ tiêu khí hậu cực đoan nhất ở nước ta.

HMH là một dạng ở mức độ thấp của SMH. Ở nước ta, trong những năm gần đây liên tiếp xảy ra các tai biến thiên nhiên, mà điển hình là xuất hiện và lan rộng quá trình HMH ở vùng Nam Trung Bộ, trong đó hai tỉnh có hiện tượng hoang mạc tương đối mạnh là Ninh Thuận, Bình Thuận. Hai tỉnh này, có tổng diện tích tự nhiên gần 1 triệu hecta, nằm trong toạ độ địa lý  $10^{\circ}34'35'' - 12^{\circ}9'45''$  vĩ độ Bắc;  $107^{\circ}23'30'' - 109^{\circ}14'25''$  kinh độ Đông với chiều dài bờ biển gần 300km và diện tích lãnh hải trên 70.000km<sup>2</sup>. Đây là nơi xảy ra các quá trình ngoại sinh rất mãnh liệt: xói mòn, rửa trôi, lũ lụt, hạn hán, xói lở bờ biển, mặn hoá do triều lấn,... đã làm cho hiện tượng HMH thể hiện khắc nghiệt nhất ở Việt Nam. Quá trình HMH ở Ninh Thuận và Bình Thuận diễn ra phức tạp do thời tiết đặc biệt khô nóng vào mùa khô, lượng mưa trung bình hằng năm ở một số nơi chỉ đạt 700mm, khiến cho những vùng cát trắng có nguy cơ lan rộng. Ước tính hằng năm có khoảng 10 – 20ha đất bị HMH do cát bay, cát chảy làm ảnh hưởng đến cuộc sống của hàng triệu người dân. Bên cạnh đó, sự cố nứt đất và trượt lở đất cũng xảy ra ngày một nghiêm trọng. Bộ NN&PTNT đã ghi nhận được 51 điểm sụt lở làm hằng năm 350ha đất với thiệt hại ước tính hàng nghìn tỷ đồng.

Kết quả nghiên cứu về HMH của đề tài KHCN-07-01 đã khẳng định 4 loại hình hoang mạc hoá cơ bản với diện tích được nêu ra ở bảng 4.5.

**Bảng 4.5. Diện tích hoang mạc hoá ở các tỉnh Ninh Thuận và Bình Thuận**

| TT                          | Dạng hoang mạc    | Bình Thuận (ha) | Ninh Thuận (ha) |
|-----------------------------|-------------------|-----------------|-----------------|
| 1                           | Hoang mạc cát     | 56.740          | 9.103           |
| 2                           | Hoang mạc đá      | 9.355           | 21.468          |
| 3                           | Hoang mạc muối    |                 |                 |
|                             | – Ven biển        | 1.870           | 525             |
|                             | – Lục địa         | 9.540           | 5.882           |
| 4                           | Hoang mạc đất cằn | 12.490          | 44.043          |
| Tổng cộng                   |                   | 89.995          | 41.021          |
| % so với diện tích tự nhiên |                   | 11,3%           | 23,6%           |



**Hình 4.5. Hoang mạc hoá ở Ninh Thuận và Bình Thuận**

Các loại HMH điển hình ở 2 tỉnh Ninh Thuận và Bình Thuận bao gồm:

#### **a) Hoang mạc cát (cát bay, cát chảy, cát trượt lở)**

Phân bố dọc theo bờ biển dưới dạng gò dồi cát cao từ 19 – 20m đến 50 – 100m. Loại hình hoang mạc này hình thành do nguồn gốc phong thành, đang có xu hướng lan rộng, sâu vào nội địa dưới tác động thổi mòn của gió, ảnh hưởng nghiêm trọng đến canh tác nông nghiệp và giao thông. Thảm thực vật nguyên sinh là trắng cây bụi thường xanh chịu hạn trên cát (hình 4.5).

#### **b) Hoang mạc hoá nhiễm mặn**

Xảy ra do xâm nhập nước biển vào các đồng bằng thềm biển trẻ. Loại hình này chưa phổ biến, chỉ gặp vào mùa khô, khi nguồn nước ngọt tầng nông bị nhiễm mặn nặng, chất lượng nước không đáp ứng được nhu cầu sinh hoạt và nước tưới cho cây trồng. Nguyên nhân là do khai thác nước ngọt quá ngưỡng cho phép tại các giếng đào và khai thác các thềm san hô ven biển để nung vôi, sản xuất xi măng, làm giảm áp lực của tầng nước ngọt, tăng áp lực của nước biển, tạo điều kiện thuận lợi cho xâm nhập của nước biển.

#### **c) Hoang mạc đất cằn**

Loại hình hoang mạc này phát triển trên các loại đất xám, đất cát xám cằn cỗi trên các địa hình có nguồn gốc khác nhau: thềm sông biển cổ; các sườn tích tụ deluvi và chủ yếu phân bố ở những khu vực có nhịp điệu mưa mùa thu – đông; lượng mưa thấp trong có 3 tháng mùa mưa (<800mm); hạn từ 4 – 5 tháng và nhiệt độ trung bình năm > 25°C.

#### **d) Hoang mạc đá**

Loại hình này phát triển trên các loại đất bị xói mòn trơ sỏi đá; đất xói mòn trơ đá tảng hoặc các loại đất xám trên sườn núi bị bóc mòn trơ đá tảng.

### **3.2. Những nguy cơ tiềm ẩn hoang mạc hoá ở Ninh Thuận và Bình Thuận**

Để đánh giá nguy cơ tiềm ẩn của quá trình HMH, một trong những chỉ số quan trọng cần xem xét là tính khắc nghiệt của điều kiện khí hậu - thủy văn.

#### **a) Quan hệ giữa nước ngầm và nước mặt**

Đây là chỉ số quan trọng để đánh giá quá trình hoang mạc hoá (bảng 4.6).

**Bảng 4.6. Quan hệ tương quan nước ngầm, nước mặt**

| STT | Trạm     | Lưu vực sông  | Hệ số tương quan dòng chảy ngầm với dòng chảy mặt | Hệ số tương quan dòng chảy ngầm – dòng chảy toàn phần |
|-----|----------|---------------|---------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|
| 1   | Sông Luỹ | Sông Luỹ      | 0,74                                              | 0,86                                                  |
| 2   | Tân Mỹ   | Cái Phan Rang | 0,56                                              | 0,82                                                  |
| 3   | Tà Pao   | La Ngà        | 0,42                                              | 0,5                                                   |

Qua quan trắc nghiên cứu động thái nước ngầm trong vùng hoang mạc điển hình Ninh Thuận – Bình Thuận cho thấy:

– Vùng hoang mạc đất cằn như Phú Sơn, Hàm Liêm, Hàm Chính vùng Ninh Thuận – Bình Thuận, có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa mưa dao động từ 1,5 – 2m, mùa khô dao động từ 5 – 7m. Vùng Tây Sơn, Mỹ Sơn (huyện Ninh Sơn, tỉnh Ninh Thuận) có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa mưa dao động từ 0,8 – 1m, mùa khô từ 2,5 – 3,5m.

– Vùng hoang mạc cát: vùng cát trắng Từ Thiện – Sơn Hải (Phước Dinh – Ninh Phước Ninh Thuận), có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa khô dao động từ 3 – 3,5m. Vùng cát Chí Công huyện Tuy Phong, Bình Thuận có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa khô dao động từ 2 – 2,5m.

– Vùng hoang mạc muối mặn ven biển thị xã Phan Thiết (Bình Thuận), đất mặn ven Đầm Nai, ven biển Phan Rang, nhìn chung có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa khô dao động từ 0,5 – 5,0m.

– Vùng hoang mạc đá núi Tà Ôn (Hàm Thuận Bắc), núi Sốt vùng Ninh Sơn, Ninh Hải và Ninh Phước tỉnh Ninh Thuận có độ sâu mực nước tĩnh vào mùa khô khoảng >3m

Có thể thấy trong vùng khô hạn Ninh Thuận – Bình Thuận, sự biến đổi động thái nước ngầm tầng nông rất phức tạp, thay đổi cả về trữ lượng, chất lượng theo không gian và thời gian. Đặc biệt, hệ số đường cong rút nước A trong vùng khô Ninh Thuận – Bình Thuận ở tất cả các lưu vực sông đều lớn hơn 0,06, thuộc vào loại nhiều nhất trên lãnh thổ Việt Nam.

Qua quá trình phân tích xử lý các kết quả phân tích mẫu nước ngầm tầng nông trong vùng cho thấy sự biến đổi độ pH kéo theo biến đổi chất lượng nước trong vùng khô hạn Ninh Thuận – Bình Thuận. Chất lượng nước phụ thuộc vào lượng nước mưa được bổ sung vào đầu mùa mưa và thời kỳ có mưa khi lượng nước mưa đủ ngấm tới mực nước ngầm. Trị số pH thường đạt giá trị từ 8 – 9. Trị số pH cao có liên quan đến các vùng hoang mạc muối mặn và muối kiềm. Hết thời kỳ mưa đến mùa khô, trị số pH của nước ngầm giảm đi đạt giá trị từ 7,2 – 7,5 do lượng nước mưa bổ sung cho nước ngầm tầng nông giảm sẽ làm thay đổi trị số pH, kéo theo sự biến đổi của thành phần hoá học và độ khoáng của nước.

Qua phân tích cho thấy, vùng đồng bằng Ninh Thuận có chỉ số ẩm ướt lớn hơn 1 từ tháng IX đến tháng XI, không phải lúc nào cũng có lượng mưa lớn hơn lượng bốc hơi. Do vậy, tính khô hạn sẽ xảy ra không chỉ trong mùa khô mà xảy ra cả trong một số tháng mùa mưa, nhất là tháng đầu và cuối mùa mưa.

Trong phân loại sinh khí hậu vùng Ninh Thuận – Bình Thuận, Mai Trọng Thông (2007) đã chọn các chỉ tiêu:

1) Chỉ tiêu lượng mưa năm:

Mưa rất ít  $X < 800\text{mm/năm}$ , điểm lưu ý là độ dài mùa khô.

2) Chỉ tiêu biên độ nhiệt độ ngày trung bình năm:

+ Biên độ lớn  $\Delta 9^{\circ}\text{C}$ .

+ Biên độ trung bình  $\Delta 7 - 9^{\circ}\text{C}$ .

3) Chỉ tiêu độ dài mùa ít mưa:

+ Mùa ít mưa (tháng có lượng mưa  $< 100\text{mm}$ ).

+ Thời kỳ khô hạn (tháng có lượng mưa  $< 25\text{mm}$ ).

+ Mức độ khô hạn của lãnh thổ được chia ra:

\* Mùa ít mưa  $\Delta 9$  tháng.

\* Thời kỳ hạn trung bình 2 – 3 tháng

\* Mùa ít mưa  $\Delta 9$  tháng.

\* Thời kỳ hạn dài 4 – 5 tháng.

Qua nghiên cứu, phân tích ở khu vực Đồng Nè, Nha Hồ, dải ven biển từ Phan Rang đến Phan Rí, các khu vực từ An Sơn, Hồng Phong, Hải Ninh, Mũi Né, Hiệp Kiệp và dải ven biển từ mũi Hòn Chồng đến Cam Ranh là những khu vực có điều kiện khí hậu khắc nghiệt, rất nóng, mưa ít hoặc rất ít với lượng mưa chỉ dao động trong khoảng 500 – 1000mm/năm, mùa ít mưa trung bình đến dài 6 – 12 tháng, thời kỳ hạn dài hoặc trung bình 2 – 5 tháng, biên độ ngày trung bình năm lớn hoặc trung bình ( $>7^{\circ}\text{C}$ ).

### **b) Chỉ số khô hạn**

– Chỉ số khô hạn Sten-Zơ:

Để đánh giá mức độ khô hạn hay ẩm ướt của khu vực Ninh Thuận – Bình Thuận, sử dụng chỉ số khô hạn  $D = E_0/R$  của Sten-Zơ (1947) hay chỉ số ẩm ướt  $K = R/E_0$  (Vui-sốt-ski).

R: lượng mưa đại diện cho phần thu chủ yếu của cân bằng nước.

Eo: khả năng bốc thoát hơi tiềm năng (PET) đại diện cho phần chi quan trọng nhất của cân bằng nước.

Khi  $R = E_o$  -- ranh giới giữa khí hậu khô hạn và ẩm ướt.

$R > E_o$  -- khí hậu ẩm ướt.

$R < E_o$  -- khí hậu khô hạn.

Chỉ số khô hạn trung bình năm ( $K = PET/R$ ) và chỉ số ẩm ướt trung bình năm ( $K = R/PET$ ) như ở bảng 4.7.

**Bảng 4.7. Chỉ số khô hạn và chỉ số ẩm ướt ở Ninh Thuận và Bình Thuận**

| Trạm        | Chỉ số khô hạn TB năm | Chỉ số ẩm ướt TB năm |
|-------------|-----------------------|----------------------|
| Cam Ranh    | 1,50                  | 0,66                 |
| Nha Hố      | 2,10                  | 0,48                 |
| Phan Thiết  | 1,67                  | 0,60                 |
| Hàm Tân     | 0,95                  | 1,05                 |
| Liên Khương | 0,84                  | 1,20                 |

Ở những vùng mưa ít và rất ít (khoảng 600 – 1.000mm/năm), chỉ số khô hạn khá cao, khoảng 1,7 – 2,8, còn chỉ số ẩm ướt đạt giá trị khá thấp, khoảng 0,30 – 0,60. Đây là nơi có chỉ số khô hạn năm lớn nhất khu vực Ninh Thuận và Bình Thuận. Như vậy, lượng bốc thoát hơi tiềm năng PET lớn hơn lượng mưa năm từ 1,7 – 2,8 lần, tức là ở những vùng này, hằng năm thiếu hụt một lượng nước mưa bằng 0,7 – 1,8 lần lượng mưa năm hiện tại.

Nếu xét riêng từng tháng, mức độ khô hạn còn trầm trọng hơn nhiều. Trong năm có khoảng 8 – 9 tháng (từ tháng XII đến hết tháng VIII, hoặc từ tháng XI đến hết tháng VI) có chỉ số khô hạn  $D > 1$ , còn chỉ số ẩm ướt  $K < 1$ . Như vậy, xét theo chỉ số khô hạn D hoặc chỉ số ẩm ướt K, mức độ khô hạn ở những vùng mưa ít và rất ít của khu vực Ninh Thuận, Bình Thuận rất trầm trọng.

Chỉ số thủy nhiệt Xelianhinôp (K):

$$K = \frac{R}{0,1 \sum T} \quad R - \text{lượng mưa}; \quad \sum T - \text{tổng nhiệt độ lớn hơn } 0^{\circ}\text{C}.$$

Theo Vũ Tự Lập nếu:

|                |                       |
|----------------|-----------------------|
| $K < 1,00$     | tương ứng với khô     |
| $K = 1 - 1,50$ | tương ứng hơi khô     |
| $K = 1,51 - 2$ | tương ứng hơi ẩm      |
| $K = 2,01 - 3$ | tương ứng ẩm          |
| $K > 3,0$      | tương ứng với ẩm ướt. |

Tính hệ số thủy nhiệt trung bình năm khu vực Ninh Thuận – Bình Thuận cho thấy:

Cam Ranh: 1,14; Nha Hố: 0,81;

Hàm Tân: 1,70; Liên Khương: 2,05.

Như vậy, ở những vùng có lượng mưa khoảng trên 1.000mm/năm có hệ số thủy nhiệt lớn hơn 1, ở những vùng mưa ít (600 – 1.000mm/năm) thì hệ số thủy nhiệt dao động từ 0,6 – 1,0, tức là có khí hậu khô hạn, nhưng chưa tới mức của khí hậu hoang mạc.

### c) Số ngày không mưa và mưa ít

Số ngày có lượng mưa từ 0,1 – 5,0mm ở các vùng mưa ít và rất ít dao động từ 23 – 39 ngày, chiếm 6 – 11% số ngày của năm.

Số ngày có lượng mưa từ 5,1 – 10,0mm không nhiều ở các vùng mưa ít và rất ít. Trung bình mỗi năm có khoảng 9 – 17 ngày, chiếm 3 – 5% số ngày của năm.



- Tổng số ngày không mưa và mưa từ 10,0mm trở xuống ở khu vực Ninh Thuận-Bình Thuận có tới 331 – 346 ngày không mưa và mưa ít (từ 10 mm trở xuống) chiếm 91 – 95% số ngày của năm và là vùng có nhiều ngày không mưa và mưa ít nhất ở nước ta (bảng 4.8).

**Bảng 4.8. Đánh giá các chỉ tiêu về khí hậu đối với quá trình hoang mạc hoá khu vực Ninh Thuận-Bình Thuận**

| TT | Chỉ tiêu                                                                      | Hoang mạc                                   | Vùng 1                                                                           | Vùng II                                                                       |
|----|-------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------|
|    | <b>Chế độ nhiệt</b>                                                           | <b>Từ rất nóng đến rất lạnh</b>             | <b>Rất nóng</b>                                                                  | <b>Rất nóng và nóng</b>                                                       |
| 1  | Nhiệt độ TB năm ( $^{\circ}\text{C}$ )                                        |                                             | >25                                                                              | >25 hoặc 20 – 25                                                              |
| 2  | Biên độ ngày TB năm của nhiệt độ ( $^{\circ}\text{C}$ )                       | Rất lớn                                     | 7 – 9 hoặc >9                                                                    | 7 – 9 hoặc >9                                                                 |
|    | <b>Chế độ mưa – ẩm</b>                                                        |                                             | <b>Mưa rất ít</b>                                                                | <b>Mưa ít</b>                                                                 |
| 3  | Tổng lượng mưa năm (mm)                                                       | < 250 – 350                                 | 600 – 800                                                                        | 800 – 1000                                                                    |
| 4  | Số ngày không mưa TB lớn nhất (ngày)                                          | Có nơi hầu như cả năm không mưa             | 296 – 313 (323 - 344)                                                            | 250 – 285 (270 – 314)                                                         |
| 5  | Mùa ít mưa (tháng)                                                            |                                             | Δ 9                                                                              | Δ 6                                                                           |
| 6  | Độ ẩm không khí TB năm (%)                                                    | Không khí rất khô                           | 75 – 78                                                                          | 75 – 78                                                                       |
| 7  | Độ ẩm tối thấp tuyệt đối TB năm (%)                                           |                                             | 50 – 60                                                                          | 50 – 60                                                                       |
| 8  | Độ ẩm tối thấp tuyệt đối (%)                                                  |                                             | 14                                                                               | 14                                                                            |
| 9  | Lượng bốc thoát hơi tiềm năng PET (mm)                                        | Khả năng bốc hơi rất lớn                    | 1.670 – 1.720                                                                    | 1.670 - 1.720                                                                 |
|    | <b>Mức độ khô hạn</b>                                                         | <b>Khí hậu rất khô hạn</b>                  | <b>Khô hạn nhất</b>                                                              | <b>Khô hạn ít hơn</b>                                                         |
| 10 | Chỉ số khô hạn TB năm (D)<br>[Số tháng có $D>1$ , $D>2$ , và $D>8$ , (tháng)] | Rất lớn                                     | 2,10 – 2,80<br>[9 – 11, 8, 4]                                                    | 1,70 – 2,10<br>[8 – 9, 6 – 8, 2 – 4]                                          |
| 11 | Hệ số thủy nhiệt Xenlianhinốp (K)                                             | 0,3 là ranh giới của thảo nguyên và sa mạc. | 0,61 – 0,81<br>[A 9,4]                                                           | 0,81 – 1,00<br>[6 – 8, 2 – 4]                                                 |
| 12 | Chỉ số lượng mưa của Lãng                                                     | 0 – 20 là sa mạc;<br>20 – 40 là bán sa mạc. | 22 - 30                                                                          | 30 – 40                                                                       |
| 13 | Số tháng khô (tháng)                                                          |                                             | 5 – 6                                                                            | 5 – 6                                                                         |
| 14 | Số tháng hạn TB và lớn nhất (tháng)                                           |                                             | 5 – 6 và 9                                                                       | 4 – 5 và 6                                                                    |
| 15 | Số tháng kiệt TB và lớn nhất (tháng)                                          |                                             | 4 và 8 – 9                                                                       | 3 – 4 và 5 – 6                                                                |
| 16 | Lượng mưa TB tháng hạn (mm)                                                   |                                             | 4 – 5                                                                            | 3 – 4                                                                         |
| 17 | Lượng mưa TB tháng kiệt (mm)                                                  |                                             | < 1                                                                              | < 1                                                                           |
| 18 | Số ngày khô nóng (ngày)                                                       |                                             | 35 – 48 hoặc ít hơn ở vùng sát biển.                                             | 35 – 48 hoặc ít hơn ở vùng sát biển.                                          |
|    | <b>Đặc điểm biến động của lượng mưa</b>                                       |                                             |                                                                                  |                                                                               |
| 19 | Biến động của tổng lượng mưa năm ( $R_N$ )                                    |                                             | Trong 11 – 14 năm (1982 – 1995)                                                  | Trong 8 – 9 năm (1982 – 1992) hoặc (1985 – 1995)<br>$R_N > R_{13}$ nhiều năm. |
| 20 | Mức độ biến động (MĐBĐ) của lượng mưa TB tháng hạn ( $R_{11}$ )               |                                             | MĐBĐ $R_{11}$ lớn gấp 2 lần MĐBĐ $R_N$ .                                         | MĐBĐ $R_{11}$ lớn gấp 2 lần MĐBĐ $R_N$ .                                      |
| 21 | Mức độ biến động của lượng mưa TB tháng kiệt ( $R_K$ )                        |                                             | MĐBĐ $R_K$ lớn gấp 2 lần MĐBĐ $R_{11}$ .                                         | MĐBĐ $R_K$ lớn gấp 2 lần MĐBĐ $R_{11}$ .                                      |
| 22 | Kết quả đánh giá                                                              |                                             | Vùng khô hạn nhất có khí hậu tương ứng với khí hậu giữa bán hoang mạc và sa mạc. | Vùng khô hạn ít hơn, có khí hậu tương ứng với khí hậu sa van trắng cỏ.        |

### 3.3. Những nguy cơ tiềm ẩn đối với dải đất cát ven biển miền Trung

Nước ta có khoảng 600.000ha đất cát trắng và cát vàng, trong đó tập trung chủ yếu ở các tỉnh miền Trung (400.000ha). Các vùng này đang chịu tác động của 3 hiện tượng: cát bay, cát chảy và cát nhảy.

– Cát bay: ở miền Trung từ tháng 3 đến tháng 9, mặt cát thiếu độ ẩm nghiêm trọng lại thường có gió Tây Nam (gió Lào) thổi mạnh, làm cát bay từ chỗ này qua chỗ khác.

Cát chảy: Từ tháng 9 đến tháng 12 ở miền Trung và mùa mưa ở miền Bắc do mưa to, gió lớn, nước kéo cát thành suối chảy từ vùng cát về lấp đầy ruộng vườn, nhà cửa.

Cát nhảy: Khi hạt mưa rơi xuống làm cát bắn tung toé rồi được gió đẩy đi theo dạng nhảy cóc.

Để phục vụ cho sản xuất nông, lâm nghiệp ở dải cát ven biển miền Trung, một số đề tài NCKH đã thành lập bản đồ phân loại khí hậu tỷ lệ 1/250.000 trên quan điểm khí hậu sinh thái, tức là trên cơ sở xem xét mối quan hệ mật thiết giữa điều kiện khí hậu và nhu cầu sinh khí hậu. Như vậy, hệ thống chỉ tiêu của bản đồ vừa phải phản ánh được đặc điểm phân hoá của khí hậu nhất là điều kiện nhiệt ẩm, lại vừa phản ánh được nhu cầu sinh thái của các đối tượng kể trên. Các loại khí hậu đã được phân chia trên cơ sở tổ hợp của các chỉ tiêu sau:

#### a) Chỉ tiêu nhiệt độ trung bình năm

- I – Rất nóng:  $TN > 25^{\circ}\text{C}$ .
- II – Nóng:  $22^{\circ}\text{C} < TN < 25^{\circ}\text{C}$ .

#### b) Chỉ tiêu kiểu mùa mưa và lượng mưa

– Kiểu mùa mưa: ở miền Trung có 2 kiểu mưa:

+ Kiểu mưa IIè - Thu Đông và kiểu mưa Thu Đông. Đây là hai kiểu mưa phổ biến ở dải cát ven biển miền Trung, nhưng là kiểu mưa "dị thường" của khí hậu nhiệt đới gió mùa.

+ Kiểu mưa IIè – Thu: Không có dấu sao trên ký hiệu cấp lượng mưa (kiểu mùa mưa phổ biến của vùng nhiệt đới gió mùa).

Lượng mưa năm:

- A – Mưa rất nhiều:  $RN > 2500\text{mm}$ ;
- B – Mưa nhiều:  $2500 > RN > 2000\text{mm}$ ;
- C – Mưa vừa:  $2000 > RN > 1500\text{mm}$ ;
- D – Mưa ít:  $1500 > RN > 1000\text{mm}$ ;
- E – Mưa rất ít:  $RN < 1000\text{mm}$ .

#### c) Chỉ tiêu đặc điểm của mùa đông và biên độ năm của nhiệt độ

- Không có mùa đông lạnh và biên độ nhỏ:  $T_1 > 20^{\circ}\text{C}$  và  $\Delta TN < 4^{\circ}\text{C}$ .
- Không có mùa đông lạnh và biên độ trung bình:  $T_1 > 20^{\circ}\text{C}$  và  $4^{\circ}\text{C} < \Delta TN < 9^{\circ}\text{C}$ .
- Mùa đông hơi lạnh và biên độ lớn:  $18^{\circ}\text{C} < T_1$  và  $\Delta TN > 9^{\circ}\text{C}$ .

#### d) Độ dài thời kỳ thiếu nước (Thời kỳ có $K > 1$ ) và thời kỳ khô hạn (thời kỳ $K > 3$ )

- Thời kỳ thiếu nước ngắn: 3 – 5 tháng; Thời kỳ khô hạn ngắn: 0 – 1 tháng.
- Thời kỳ thiếu nước trung bình: 6 – 8 tháng; Thời kỳ khô hạn ngắn: 0 – 1 tháng.
- Thời kỳ thiếu nước trung bình: 6 – 8 tháng; Thời kỳ khô trung bình: 2 – 3 tháng.
- Thời kỳ thiếu nước trung bình: 6 – 8 tháng; Thời kỳ khô dài: 4 – 6 tháng.
- Thời kỳ thiếu nước dài: 9 – 12 tháng; Thời kỳ khô hạn dài: 4 – 6 tháng.

Vào mùa khô, mực nước sông ở khu vực này rất thấp, thậm chí nhiều sông suối nhỏ khô kiệt hoàn toàn trở thành những dòng sông chết. Hiện tượng El-Nino cùng với bão, lũ, khô hạn xảy ra thường xuyên với cường độ lớn, dẫn đến nguồn nước suy giảm. Trong khi đó nhu cầu về nước lại tăng nhanh. Bên cạnh đó, tình trạng suy thoái và ô nhiễm nguồn nước đang diễn biến rất phức tạp, ảnh hưởng đến đời sống kinh tế, xã hội của khu vực này. Sự phát triển kinh tế

thiếu quy hoạch, không đồng bộ ở nhiều vùng, tình trạng di dân khó kiểm soát, chưa chủ động được nguồn thức ăn chăn nuôi là những nguy cơ hoang mạc hoá đe dọa sự phát triển bền vững.

### **3.4. Dự báo khả năng xuất hiện hoang mạc hoá ở Việt Nam do biến đổi khí hậu**

Nguyễn Đức Ngữ (2008) cho biết, lượng mưa mùa mưa ở hầu hết các vùng ít thay đổi hoặc tăng 0 – 5%, song lượng mưa mùa khô biến động nhiều hơn, riêng một số vùng như Tây Bắc, đồng bằng Bắc Bộ, Nam Trung Bộ và Nam Bộ có thể giảm từ 0 – 5%. Như vậy, mùa khô có thể trở nên khắc nghiệt hơn nhất là ở 2 tỉnh Ninh Thuận và Bình Thuận. Đáng chú ý là hiện tượng ENSO (El Nino và La Nina) có ảnh hưởng rõ đến phân bố mưa – cũng chịu tác động của sự nóng lên toàn cầu do nhiệt độ của nước biển tăng lên và sự tương tác giữa biển và khí quyển mạnh mẽ hơn. Kết quả nghiên cứu của Nguyễn Đức Ngữ cho thấy, phần lớn các đợt El Nino đều gây ra sự thâm hụt lượng mưa từ 13,4% ở Phan Thiết đến 24,1% ở Phan Rang.

Tại cuộc hội thảo tổ chức ngày 11 tháng 1 năm 2008 ở Hà Nội với tiêu đề: "Hướng tới chương trình hành động của ngành Nông nghiệp và Phát triển nông thôn nhằm giảm thiểu và thích ứng với BĐKH". Bộ trưởng Bộ NN&PTNT cho rằng, BĐKH đối với Việt Nam trước hết sẽ ảnh hưởng đến nông nghiệp, nông dân và nông thôn – lĩnh vực có liên quan cuộc sống của 74% dân số cả nước. Nếu mực nước biển tăng lên 1m, vùng ĐBSH sẽ bị ngập 5.000km<sup>2</sup> và ĐBSCL ngập từ 15.000 đến 20.000km<sup>2</sup>. Bên cạnh đó, dòng chảy các con sông, hệ thống tiêu nước tự chảy, mặn hoá các nguồn nước ngầm cũng bị tác động mạnh, gây khó khăn khi vận hành hệ thống thủy lợi, hồ chứa. Việt Nam cũng có khả năng mất đi 7% diện tích đất nông nghiệp, giảm ít nhất 5 triệu tấn lương thực, đe dọa nghiêm trọng an ninh lương thực. Các ngành chăn nuôi, khai thác, nuôi trồng thủy sản cũng bị tác động tiêu cực do nhiệt độ trung bình tăng cao, các loại dịch bệnh dễ phát sinh và lây lan mạnh.

Theo dự báo của Ngân hàng Thế giới (2006) thì Việt Nam và Bangladesh được dự báo là hai nước đang phát triển bị tác động BĐKH tồi tệ nhất trên thế giới. Cụ thể:

- Nhiệt độ trung bình năm tăng khoảng 0,1°C/thập kỷ. Trong một số tháng mùa hè, nhiệt độ tăng khoảng 0,1 – 0,3°C/thập kỷ.

- Những tác động xấu gây nên cho con người, đất nông nghiệp và GDP. Nếu mực nước biển dâng cao 1 mét, một phần diện tích của ĐBSH và ĐBSCL có thể sẽ bị ngập lụt do nước biển dâng.

Các hiện tượng thời tiết trở nên bất thường và khó dự báo hơn. Các trận bão thường xuyên xảy ra hơn với mức độ tàn phá nghiêm trọng hơn. Mưa lớn thường xuyên hơn gây lũ đặc biệt lớn và lượng mưa giảm trong mùa khô.

- Nhiệt độ tăng cao và lượng mưa thay đổi đang ảnh hưởng tới nông nghiệp và nguồn tài nguyên nước, trước hết gia tăng sự thiếu hụt nước và tăng nhu cầu dùng nước, đòi hỏi đáp ứng cấp nước sẽ xuất hiện những mâu thuẫn và xung đột trong sử dụng nước.

### **3.5. Những giải pháp giảm thiểu hoang mạc hoá**

Để phòng chống HML, Bộ NN&PTNT đã và đang thực hiện nhiều giải pháp quan trọng như đẩy mạnh việc phát triển rừng bền vững, nghiên cứu quy luật di chuyển của cát để tránh cát bay xâm lấn, đồng thời xây dựng các giải pháp xen kẽ, trồng cây lâm nghiệp phòng hộ, cây ăn quả để vừa chống cát bay, vừa tạo ra HST rừng.

Phòng chống hoang mạc hoá là một vấn đề mang tính chiến lược vừa cấp bách, vừa lâu dài đòi hỏi sự phối hợp đồng bộ của nhiều ngành, nhiều lĩnh vực. Trong đó giải pháp KHCN thủy lợi là trung tâm, các giải pháp về đất, rừng,... là phối hợp. Cụ thể, ở vùng núi cao, diện tích rừng ít, cần làm các đập ngăn để giữ được lượng nước mưa, tích cực trồng rừng và bảo vệ rừng để chống nhiễm mặn và chắn cát di động, bảo vệ rừng đầu nguồn, tăng lưu lượng nước của các hệ thống sông suối hiện tại và giảm nhẹ thiên tai lũ lụt, phấn đấu nâng độ che phủ lên 42% vào năm 2010. Ngoài ra, việc trồng rừng cũng sẽ hạn chế lượng nước bốc hơi và giữ được lượng nước mưa khá lớn, bổ sung được lượng nước cho đất, tái tạo MT. Cần trồng các loài cây mới như cây trôm

(*Sterculia tonkinensis*), cây cóc hần (*Garuga pierrei*) sống được trên núi đá, chống cháy rừng. Ở vùng đồng bằng ven biển, cần đầu tư xây dựng các công trình hồ chứa lớn dạng tổng hợp phục vụ đa mục đích vừa cắt lũ trong mùa mưa, tăng nguồn nước trong mùa khô, vừa phát điện, khai thác du lịch,... triển khai xây dựng các hồ ao nhỏ để trữ nước tại chỗ với quy mô phù hợp, áp dụng giải pháp che phủ hạn chế bốc hơi tạo nguồn nước mặt và tăng nước ngầm, tiếp tục thực hiện chương trình kiến cố hoá kênh mương, giảm tổn thất nước trong quá trình truyền dẫn, ứng dụng những kỹ thuật tưới hiện đại, tiết kiệm nước như: phun mưa, nhỏ giọt cho những cây trồng có giá trị kinh tế cao, chọn các loại giống cây trồng phù hợp, sử dụng ít nước với thời gian gieo trồng thích hợp, xây dựng các đập ngầm dọc ven biển nhằm hạn chế thoát nước ngọt ra biển, tăng trữ lượng nước ngầm.

#### 4. Thoái hoá đất

Quỹ đất và hiện trạng sử dụng đất của Việt Nam được thể hiện ở bảng 4.9.

**Bảng 4.9. Quỹ đất và hiện trạng sử dụng đất (tại thời điểm 01/01/2006)**

Đơn vị: 1.000 ha

| Mục đích sử dụng                         | Tổng diện tích  | Trong đó đất đã giao và cho thuê |
|------------------------------------------|-----------------|----------------------------------|
| <b>Cả nước</b>                           | <b>33.121,2</b> | <b>23.781,2</b>                  |
| <b>1. Đất nông nghiệp</b>                | <b>24.583,8</b> | <b>21.219,1</b>                  |
| <b>1.1. Đất sản xuất nông nghiệp</b>     | <b>9.412,2</b>  | <b>9.288</b>                     |
| Đất trồng cây hằng năm                   | 6.358,1         | 6.257,3                          |
| + Đất trồng lúa                          | 4.151,8         | 4.127,5                          |
| + Đất cỏ dùng vào chăn nuôi              | 50,6            | 24,9                             |
| + Đất trồng cây hằng năm khác            | 2.155,7         | 2.104,9                          |
| Đất trồng cây lâu năm                    | 3.054,1         | 3.030,7                          |
| <b>1.2. Đất lâm nghiệp</b>               | <b>14.437,3</b> | <b>11.208,6</b>                  |
| Rừng sản xuất                            | 5.386,9         | 4.589                            |
| Rừng phòng hộ                            | 6.990           | 4.789,1                          |
| Rừng đặc dụng                            | 2.060,4         | 1.830,5                          |
| <b>1.3. Đất nuôi trồng thủy sản</b>      | <b>701,6</b>    | <b>691,5</b>                     |
| <b>1.4. Đất làm muối</b>                 | <b>14,1</b>     | <b>13,1</b>                      |
| <b>1.5. Đất nông nghiệp khác</b>         | <b>18,6</b>     | <b>17,9</b>                      |
| <b>2. Đất phi nông nghiệp</b>            | <b>3.256,9</b>  | <b>1.391,6</b>                   |
| <b>2.1. Đất ở</b>                        | <b>602,7</b>    | <b>597,1</b>                     |
| Đất ở đô thị                             | 106,7           | 103,5                            |
| Đất ở nông thôn                          | 496             | 493,6                            |
| <b>2.2. Đất chuyên dùng</b>              | <b>1.401</b>    | <b>492,6</b>                     |
| Đất trụ sở cơ quan, công trình sự nghiệp | 24              | 22,6                             |
| Đất quốc phòng, an ninh                  | 284,6           | 199,8                            |
| Đất sản xuất, kinh doanh phi nông nghiệp | 156,7           | 146,9                            |
| Đất có mục đích công cộng                | 935,7           | 123,3                            |
| Đất tôn giáo, tín ngưỡng                 | 12,8            | 12,6                             |
| Đất nghĩa trang, nghĩa địa               | 97,1            | 83,5                             |
| Đất sông suối và mặt nước chuyên dùng    | 1.140,1         | 203,2                            |
| <b>2.3. Đất phi nông nghiệp khác</b>     | <b>3,2</b>      | <b>2,6</b>                       |
| <b>3. Đất chưa sử dụng</b>               | <b>5.280,5</b>  | <b>1.170,5</b>                   |
| Đất bằng chưa sử dụng                    | 351,5           | 20,9                             |
| Đất đồi núi chưa sử dụng                 | 4.537,3         | 1.128,8                          |
| Núi đá không có rừng cây                 | 391,7           | 20,8                             |

Nguồn: Niên giám thống kê, 2006

Trong số hơn 33 triệu ha có gần 25 triệu ha đất dốc với nhiều hạn chế cho sản xuất. Theo thống kê, trên 50% diện tích đất đồng bằng và gần 70% diện tích đất đồi núi là những đất "có vấn đề" về môi trường đất. Sự phân bố các loại đất "có vấn đề" được thể hiện ở bảng 4.10.

**Bảng 4.10. Phân bố các loại đất "có vấn đề"**

Đơn vị: 1.000ha

| Loại đất                | Diện tích     | Theo các vùng sinh thái tự nhiên |              |              |              |               |
|-------------------------|---------------|----------------------------------|--------------|--------------|--------------|---------------|
|                         |               | Vùng biển                        | Đồng bằng    | Trung du     | Núi thấp     | Núi cao       |
| Đất dốc $\geq 25^\circ$ | 12.391        | 133                              | —            | 76           | 3.710        | 8.282         |
| Đất bạc màu             | 2.984         | 356                              | 112          | 4.650        | 411          | 455           |
| Đất thấp                | 396           | 73                               | 244          | 67           | 12           | —             |
| Đất phèn                | 2.146         | 426                              | 1.714        | —            | —            | —             |
| Đất mặn                 | 911           | 655                              | 336          | —            | —            | —             |
| Đất trơ sỏi đá          | 5.760         | 870                              | 210          | —            | —            | —             |
| <b>Tổng cộng</b>        | <b>24.662</b> | <b>2.493</b>                     | <b>2.616</b> | <b>3.863</b> | <b>5.378</b> | <b>10.312</b> |

Nguồn: Hội Khoa học Đất Việt Nam, 2000

Đặc điểm nổi bật của môi trường đất bị suy thoái là độ phì nhiêu rất thấp, tầng mỏng, đất chua và  $Al^{3+}$  linh động cao, rất độc hại cho cây trồng (bảng 4.11).

**Bảng 4.11. Đặc tính hoá học một số loại đất "có vấn đề"**

| Loại đất                  | Tầng dày (cm) | Mùn (%) | $pH_{KCl}$ | $Al^{3+}$ (mg/100g đất) | Hàm lượng tổng số trong lớp đất mặt (%) |          |        |
|---------------------------|---------------|---------|------------|-------------------------|-----------------------------------------|----------|--------|
|                           |               |         |            |                         | N                                       | $P_2O_5$ | $K_2O$ |
| Đất dốc $>46^\circ$       | 40            | 3,2     | 4,5        | 24,0                    | 0,05                                    | 0,04     | 0,32   |
| Đất bạc màu               | 65            | 1,3     | 4,0        | 17,0                    | 0,03                                    | 0,00     | 0,10   |
| Đất lầy thụt              | 90            | 3,5     | 5,0        | —                       | 0,09                                    | 0,05     | 0,14   |
| Đất chua                  | 35            | 4,3     | 4,5        | 42,0                    | 0,10                                    | 0,00     | 0,18   |
| Đất mặn                   | 60            | 2,1     | 6,1        | —                       | 0,60                                    | 0,03     | 0,21   |
| Đất bị xói mòn trơ sỏi đá | 10            | 1,0     | 4,0        | 37,0                    | 0,00                                    | 0,00     | 0,21   |

Nguồn: Hội Khoa học Đất Việt Nam, 2000

Những quan trắc từ nhiều năm qua cho thấy, thoái hoá đất là xu thế phổ biến đối với nhiều vùng rộng lớn, đặc biệt là vùng đồi núi, nơi tập trung 3/4 quỹ đất, cân bằng sinh thái bị phá vỡ nghiêm trọng. Sự thoái hoá đất phản ánh ở điểm bất lợi về vật lý (dung trọng tăng, ít mao quản, khả năng thấm nước kém), giảm hàm lượng hữu cơ, nghèo dinh dưỡng, dung tích hấp phụ thấp, lan bị cố định mạnh và hậu quả là đất có độ phì thấp và năng suất cây trồng thấp. Mặn hoá, phèn hoá, lầy hoá trên quy mô diện tích hàng triệu ha vùng đồng bằng cũng là nguyên nhân chủ yếu làm hạn chế khả năng sản xuất của đất.

Các loại hình thoái hoá và những vấn đề môi trường đất Việt Nam thể hiện rất phong phú và đa dạng ở những vùng miền khác nhau (bảng 4.12).

**Bảng 4.12. Những vùng đất bị thoái hoá và hạn chế nghiêm trọng**

|                                                  |                                                                                                                                                                                                                                                             |
|--------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Xói mòn, rửa trôi, bạc màu                       | Vùng đồi núi trung du với diện tích gần 25 triệu ha, trong đó có 8,5 triệu ha đất tầng mỏng và xói mòn trở sỏi đá.<br>– Đất nghèo, chua, khô và rắn chắc.<br>– Mất cân bằng dinh dưỡng.<br>– Suy giảm tính năng sản xuất của đất, năng suất cây trồng giảm. |
| Mặn hoá, chua hoá và phèn hoá, hoạt động của cát | – ĐBSCL.<br>– ĐBSH.<br>– Vùng ven biển.                                                                                                                                                                                                                     |
| Lầy hoá, ngập úng                                | – ĐBSCL.<br>– ĐBSH.<br>– Vùng ven biển.                                                                                                                                                                                                                     |
| Khô hạn, hoang mạc hoá                           | Trung du miền núi.<br>– Tây Nguyên.<br>– Duyên hải miền Trung.                                                                                                                                                                                              |
| Độc canh, quảng canh                             | – Trung du miền núi: Khu 4 cũ, Tây Nguyên, duyên hải miền Trung.<br>– Cơ cấu cây trồng nghèo nàn.                                                                                                                                                           |
| Ô nhiễm môi trường đất                           | – Xung quanh các đô thị lớn, các khu công nghiệp, các làng nghề thủ công.<br>– Các vùng chuyên canh rau màu, vùng trồng lúa thâm canh cao, vùng trồng nho, bông, chè và cà phê rải rác trong cả nước.                                                       |

Nghiêm trọng hơn cả gồm các loại hình thoái hoá sau:

**a) Xói mòn đất ở vùng núi và trung du**

Với đặc điểm đất đồi núi chiếm 3/4 lãnh thổ toàn quốc, lại nằm ở vùng nhiệt đới, mưa nhiều và tập trung, khoảng 1.900 – 2.000 mm/năm, lại thêm nạn phá rừng, cho nên lượng đất bị xói mòn và chất dinh dưỡng bị rửa trôi là rất lớn và chúng càng được gia tăng do hoạt động sản xuất không hợp lý của con người như:

– Chặt phá rừng: Tây Nguyên là vùng có nhiều diện tích rừng tự nhiên nhất nước ta, nhưng diện tích này năm 2005 đã giảm gần một nửa so với năm 1999 (bảng 4.13).

**Bảng 4.13. Diễn biến tài nguyên rừng ở Tây Nguyên từ 2001–2005**

| Đơn vị: ha         |           |           |           |           |           |
|--------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Chỉ tiêu           | 1999      | 2002      | 2003      | 2004      | 2005      |
| Diện tích tự nhiên | 5.447.370 | 3.018.285 | 3.000.550 | 2.982.526 | 2.973.076 |
| Diện tích có rừng  | 2.991.653 | 2.898.478 | 2.867.435 | 2.848.310 | 2.828.657 |
| DT rừng tự nhiên   | 2.930.367 | 119.807   | 133.115   | 116.399   | 144.420   |

Nguồn: Lê Duy Phong–Tô Đình Mai, 2007

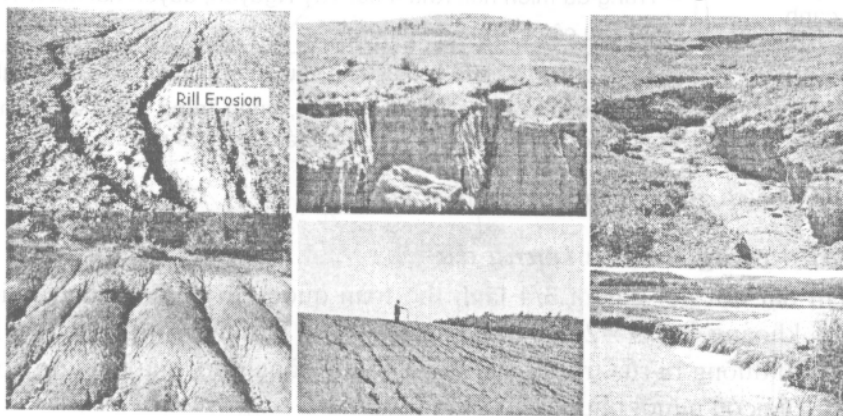
– Đốt nương làm rẫy (bảng 4.14):

**Bảng 4.14. Diện tích đất nương rẫy bình quân 1 hộ gia đình ở các vùng (ha)**

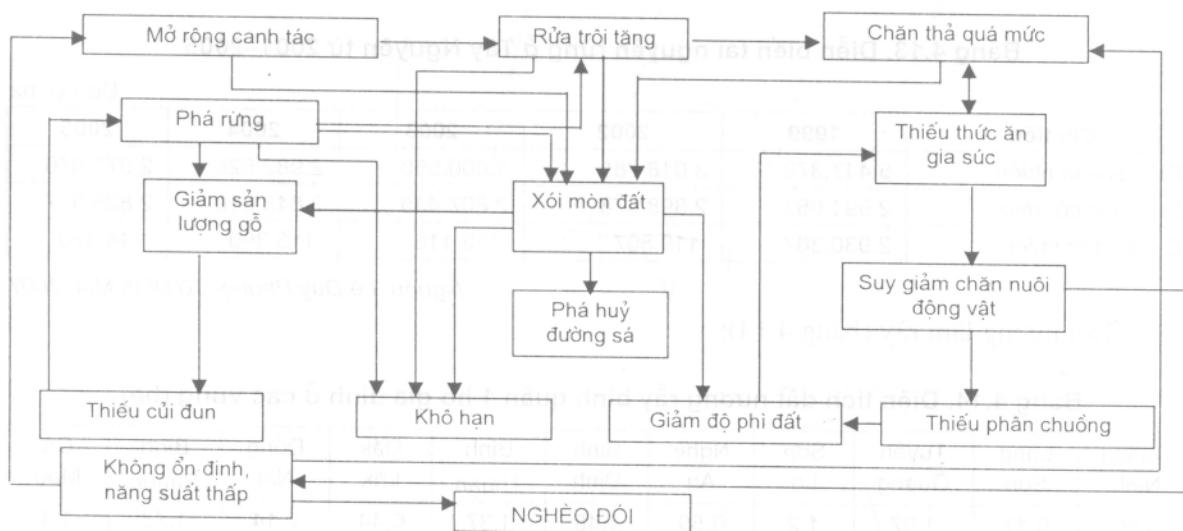
| Quảng Ninh | Lạng Sơn | Tuyên Quang | Sơn La | Nghệ An | Bình Định | Bình Thuận | Đắk Lắk | Đồng Nai | Bình Phước | Cà Mau |
|------------|----------|-------------|--------|---------|-----------|------------|---------|----------|------------|--------|
| 3,56       | 0,17     | 1,97        | 1,2    | 0,59    | 1,48      | 1,37       | 0,44    | 2,14     | 1,73       | 1,4    |

Nguồn: Lê Duy Phong–Tô Đình Mai, 2007

- Chăn thả quá mức.
- Canh tác không hợp lý trên đất dốc. Hậu quả của các quá trình này là:
  - + Mất các chất dinh dưỡng:
    - \* Chất hữu cơ khoảng: 5,6 tấn/ha/năm.
    - \* Đạm tổng số: 199,2kg/ha/năm.
    - \* Lân tổng số: 163,2kg/ha/năm.
    - \* Ca – Mg: 33,0kg/ha/năm.
  - + Tầng đất mỏng: Tính trung bình toàn quốc thì:
    - \* Tầng đất dày < 50cm chiếm 40%.
    - \* Tầng đất dày 50 – 100cm chiếm 30%.
    - \* Tầng đất dày > 100cm chiếm 30%.
  - + Độ pH giảm mạnh và chất độc nhôm tăng cao ( $Al^{3+}$ ).
  - + Gây bùn lắng, làm giảm tuổi thọ các hồ chứa, bồi lấp các dòng chảy và cửa biển, gây trở ngại cho giao thông đường thủy. Hậu quả là đến nay vẫn còn khoảng 4,5 triệu ha đất đồi núi trống trơn bị xói mòn nghiêm trọng, dẫn đến nghèo đói ở nhiều vùng đồi núi (hình 4.6, 4.7).



Hình 4.6. Xói mòn đất



Hình 4.7. Tác động tiêu cực của xói mòn đất

Gần đây, với nhiều cố gắng trong công tác khôi phục rừng (Chương trình trồng rừng PAM, Chương trình 327, Chương trình trồng mới 5 triệu ha rừng, phong trào trồng cây phân tán) đã nâng độ che phủ rừng toàn quốc lên trên 37% (bảng 4.15).

**Bảng 4.15. Diện tích loại đất, loại rừng phân theo chức năng**

| TT | Loại đất, loại rừng       | Tổng              | Đặc dụng    | Phòng hộ  | Sản xuất  |
|----|---------------------------|-------------------|-------------|-----------|-----------|
|    | <b>Diện tích tự nhiên</b> | <b>33.019.610</b> |             |           |           |
| 1  | Đất có rừng               | 12.616.699        | 1.929.303   | 6.199.682 | 4.487.714 |
| 2  | Rừng tự nhiên             | 10.283.172        | 1.849.049   | 5.328.450 | 3.105.674 |
| 3  | Rừng trồng                | 2.333.526         | 80.254      | 871.232   | 1.382.040 |
| 4  | Đất trồng đồi núi trọc    | 6.411.990         | 417.716     | 3.377.417 | 2.616.857 |
| 5  | Đất khác                  | 13.990.922        |             |           |           |
|    | <b>Độ che phủ rừng</b>    |                   | <b>37 %</b> |           |           |

Nguồn: Bộ NN&PTNT, 2006

Hiện trạng sử dụng đất Việt Nam năm 2006 cho thấy trên thực tế hiện nay còn khoảng 6 triệu ha đang chịu tác động rửa trôi xói mòn mạnh.

**Rửa trôi và bạc màu:** Trong quá trình này, các chất dinh dưỡng thường hoà tan trong nước và ở các loại địa hình dốc nghiêng, dòng nước cuốn trôi sét và các chất dinh dưỡng. Việt Nam có khoảng 700.000ha đất bạc màu đang canh tác và khoảng 650.000ha đất bạc màu tự nhiên. Loại đất này phân bố rải rác ở khắp các tỉnh miền núi và trung du, nhưng tập trung chủ yếu ở vùng trung du phía Bắc, ĐBSH, dọc dãy Trường Sơn.

-- **Khó hạn:** Tính bấp bênh của cây trồng trên đất dốc là do thiếu độ ẩm, thiếu nước cung cấp kịp thời cho cây trồng, đặc biệt vào mùa khô. Các nghiên cứu cho thấy, chè trồng trên đất dốc, nếu đảm bảo đủ độ ẩm có thể tăng năng suất lên 40%.

**Hiện tượng cỏ dại lấn át đất canh tác:** Hiện nay nước ta có khoảng 700.000ha đất nương rẫy, trong đó có khoảng 370.000ha là nương lúa. Trong số các loài cỏ dại thì cỏ tranh (*Imperata cylindrica*) là nguy hiểm nhất. Cỏ này có hai đỉnh sinh trưởng cao vào tháng 5 - 6 và cuối tháng 8 - 9. Để hạn chế, thường phải làm sạch cỏ vào cao đỉnh đầu tiên, nếu để cao đỉnh thứ hai phát triển thì cỏ tranh sẽ ra hoa, kết trái và lan toả theo gió rất khó kiểm soát.

-- **Mất cân đối các chất dinh dưỡng ở vùng đồng bằng** do chỉ chú ý bón phân đạm, ít bón phân lân và kali. Độ phì nhiêu đất cũng giảm sút do cây trồng lấy đi các chất dinh dưỡng mà không có biện pháp hoàn trả lại. Cụ thể, ở đất dốc gần như không bón phân; còn ở đất đồng bằng, mỗi năm 2 vụ lúa đã lấy đi khỏi đất khoảng 180kg N, 90kg lân và 200kg kali/ha, nhưng lượng phân bón bón vào đất không đủ bù đắp.

### **b) Vùng đồng bằng và ven biển**

-- **Đất chua dần và tăng cường năng lực cố định lân:**

Do việc sử dụng liên tục các loại phân bón hoá học, không đi kèm bón vôi và bón đủ lượng phân hữu cơ, đã làm này sinh độ chua sinh lý, làm cho đất ngày càng chua, cân bằng dinh dưỡng trong hệ thống đất - cây trồng bị phá vỡ, tăng độc tố  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Mn^{2+}$ ,... và lân cố định ở dạng  $AlPO_4$  và  $FePO_4$ .

-- **Sự mất cân bằng dinh dưỡng trong đất:**

Nguyên nhân chính là do sử dụng phân bón chưa đúng, chưa hợp lý và đúng tỷ lệ. Ở Việt



Nam, tỷ lệ N:  $P_2O_5$ :  $K_2O$  phổ biến là 100: 29:7, trong khi trung bình của thế giới là 100: 33: 17 (FAO, 1992). Như vậy, chúng ta chưa chú trọng đến bón đủ phân lân và kali vào đất cho cây.

– Mặn hoá, phèn hoá:

Quá trình mặn hoá, phèn hoá xảy ra phổ biến ở đồng bằng ven biển, đặc biệt ở ĐBSCL. Quá trình này là kết quả tác động tổng hợp của nhiều yếu tố tự nhiên và hoạt động nhân sinh (hình 4.8).



Hình 4.8. Đất bị phèn hoá

Diện tích đất mặn, đất phèn ở Việt Nam chiếm khoảng 3 triệu ha, tập trung chủ yếu ở ĐBSCL và ĐBSH). Đặc biệt ở các vùng đất ngập nước, quá trình xâm nhập mặn là một nguy cơ lớn có tác hại xấu đến MT sản xuất. Theo nhận định của Tổng cục Khí tượng Thủy văn thì ở Việt Nam, trung bình nước biển dâng cao 2mm/năm. Đó là nguy cơ xúc tiến xâm nhập mặn. Ở nhiều tỉnh thuộc ĐBSCL, từ 1999 đến nay đã bị xâm nhập mặn nặng. Các tỉnh Tiền Giang, Bến Tre, Trà Vinh có tới 80.000ha đất nông nghiệp bị nhiễm mặn. Ở Đà Nẵng đầu năm 2001, do sông đổi dòng chảy làm cho nước mặn xâm nhập sâu vào trong đất liền, gây mặn hoá nguồn nước sinh hoạt (độ mặn tăng 7 lần so với trước đây). Lê Huy Bá (2008) cho biết, nhiễm mặn nước mặt xảy ra trên tất cả các cửa sông của khu vực miền Nam Trung Bộ. Về mùa mưa, ranh giới nhiễm mặn chỉ cách cửa sông 1 đến 2km; nhưng về mùa khô, ranh giới nhiễm mặn bị đẩy sâu vào nội đồng từ 5 đến 7km, độ tổng khoáng hoá khá cao, 3 – 30g/l nên nhiều nơi không thể sử dụng cho mục đích nông nghiệp. Toàn bộ diện tích vùng Phan Rang– Tháp Chàm bị nhiễm mặn, 75% diện tích đồng bằng Ninh Thuận và Bình Thuận cũng bị nhiễm mặn, đặc biệt là vùng ven biển như Cà Ná, Liên Hương, Phước Thế, Phan Rí,... (hình 4.9).



Hình 4.9. Đất bị mặn hoá

– Lầy hoá, ngập lũ và ngập úng:

Quá trình ngập lũ, ngập úng rất phổ biến và xảy ra thường xuyên ở Việt Nam vào mùa mưa bão. Ở ĐBSH, với diện tích gần 1,3 triệu ha thì 30% thường bị ngập lụt vào mùa mưa bão. Ở ĐBSCL, lũ năm 2000 là trận lũ lớn thứ hai sau trận lũ năm 1961 đã làm ngập úng toàn bộ vùng Đồng Tháp Mười, Tứ giác Long Xuyên. Ở nhiều tỉnh thuộc ĐBSH, hiện tượng lầy đất

ruộng làm gạch ngói đã trở thành phổ biến, gây mất tầng đất canh tác, mất màu mỡ, ruộng trở nên thấp trũng.

### **c) Sự mất đất**

Việt Nam hiện có trên 3.260km bờ biển với khoảng 1 triệu km<sup>2</sup> mặt nước biển, nhưng nếu tính cả với diện tích này thì mật độ dân số Việt Nam vẫn thuộc loại cao trên thế giới. Đối với Việt Nam, nếu hiện tượng nóng lên toàn cầu làm cho mực nước biển dâng lên, một phần rất lớn đất trồng trọt cũng sẽ bị ngập dưới mực nước biển. Mực nước biển dâng cao 1m có thể làm mất 12,2% diện tích đất, là nơi cư trú của 23% dân số (17 triệu người). Là một quốc gia nông nghiệp nhưng hầu hết nông dân Việt Nam có rất ít đất canh tác, đặc biệt là nông dân vùng ven biển. Gần đây, trong tiến trình công nghiệp hoá và đô thị hoá, khoảng 400.000ha đất nông nghiệp màu mỡ xung quanh các đô thị, các khu công nghiệp mới đã chuyển đổi sang đất phi nông nghiệp. Theo số liệu kiểm kê tính đến ngày 01/01/2007 so với số liệu kiểm kê ngày 01/01/2005, diện tích đất trồng lúa cả nước đã bị giảm 34.330ha. Số lượng giảm này tập trung ở 2 vựa lúa lớn là ĐBSCL (15.000ha) và ĐBSH (8.000ha). Một thực trạng đáng báo động là việc dùng đất nông nghiệp để xây dựng sân golf. Theo thống kê tháng 5 năm 2008, cả nước hiện có 141 sân golf ở 39 tỉnh, sử dụng 49.268 ha đất, trong đó có 2.625ha đất trồng lúa.

Không chỉ sân golf, báo cáo tổng hợp của 61 tỉnh cho biết hiện có 1206 dự án với diện tích 132.463 ha đất sản xuất của nông dân đang là dự án "treo" gây sự lãng phí lớn tài nguyên đất. Do đó, việc mất đi một phần rất lớn quỹ đất trồng trọt sẽ đặt Việt Nam trước một thách thức rất nghiêm trọng về an ninh lương thực. Các vùng ven biển miền Trung đất đai bị bạc màu và khô cằn, người nông dân thiếu sự lựa chọn trong sinh kế, nên họ luôn phải đi tìm các cơ hội tham gia khai thác tài nguyên biển và ven bờ. Thiếu việc làm trong nông nghiệp, hàng thập kỷ qua do kích thích của thị trường, nhiều nông dân đã tự phát chuyển từ trồng trọt sang nuôi trồng thủy sản. Xu hướng chuyển dịch thiếu tổ chức này đang gây sức ép ngày càng tăng lên nguồn lợi và môi trường nước ven bờ.

## **III- Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT**

### **1. Khái niệm**

Theo định nghĩa của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) thì "Ô nhiễm môi trường là sự đưa vào môi trường các CTNH hoặc năng lượng đến mức ảnh hưởng tiêu cực đến đời sống sinh vật, sức khoẻ con người hoặc làm suy thoái chất lượng môi trường". Tương tự như vậy, chương trình MT của Liên Hợp Quốc (UNEP) cho rằng: "Ô nhiễm môi trường là sự thay đổi chất lượng môi trường theo chiều hướng tiêu cực đối với các mục đích sử dụng môi trường". Theo các định nghĩa này thì các tác nhân gây ô nhiễm môi trường bao gồm các chất thải ở dạng khí (khí thải), lỏng (nước thải) hoặc rắn (chất thải rắn) chứa hoá chất các loại hoặc tác nhân vật lý, sinh học và các dạng năng lượng như nhiệt độ, bức xạ. Tuy nhiên, môi trường chỉ được gọi là ô nhiễm nếu trong đó hàm lượng, nồng độ hoặc cường độ các tác nhân trên đạt đến mức có khả năng tác động xấu đến con người, sinh vật và vật liệu, đất, nước, hoặc vượt mức cho phép được quy định ở các tiêu chuẩn chất lượng môi trường.

### **2. Nguyên nhân**

Nguyên nhân chính gây ô nhiễm môi trường đất có thể quy tụ thành 2 nhóm nguồn gốc sau:

## 2.1. Nguồn gốc tự nhiên

Đó là những nguyên nhân nằm ngoài sự can thiệp của con người như phun trào núi lửa, mưa bão gây ngập úng đất đai, đất bị nhiễm mặn do xâm thực thủy triều, đất bị vùi lấp do cát bay hoặc hạn hán,...

## 2.2. Nguồn gốc nhân sinh

Đây là nguyên nhân gây ô nhiễm MT đất trên phạm vi toàn thế giới cũng như ở Việt Nam. Trước hết là do:

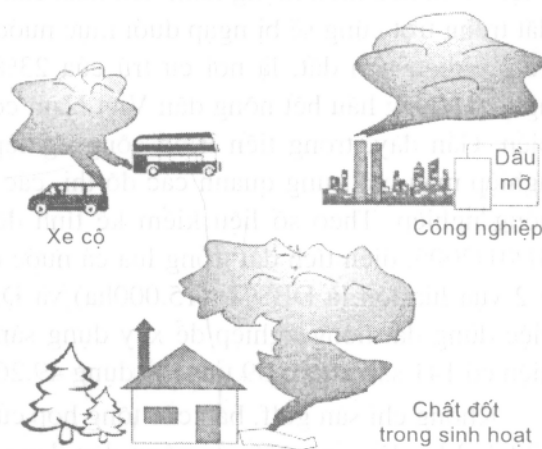
- Áp lực tăng dân số đòi hỏi nhu cầu tăng lương thực, thực phẩm ngày càng nhiều và phải tăng cường khai thác độ phì nhiêu của đất bằng nhiều biện pháp:

- + Tăng cường sử dụng hoá chất như bón phân vô cơ, thuốc diệt cỏ, thuốc trừ sâu.

- + Sử dụng chất kích thích sinh trưởng làm giảm thất thoát và tạo nguồn lợi cho thu hoạch.

- + Mở rộng các hệ thống tưới tiêu.

- Việc đẩy mạnh đô thị hoá, công nghiệp hoá và mạng lưới giao thông làm cho đất bị ô nhiễm (hình 4.10).



Hình 4.10. Những nguồn gây ô nhiễm đất

## IV- CÁC TÁC NHÂN GÂY Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Những chất gây ô nhiễm MT đất rất đa dạng và phong phú, chúng có thể là những chất hoá học có nguồn gốc tự nhiên hoặc nhân tạo như các dạng nitơ, phospho, các hợp chất hữu cơ, các phức hữu cơ – vô cơ, các KLN, các chất phóng xạ, nhiệt độ, các loại virus và các VSV gây bệnh.

Do tính chất phức tạp về nguồn gốc nên để thuận tiện trong phân tích và đánh giá, người ta phải xem xét chúng ở dạng các nhóm tác nhân. Tác nhân gây ô nhiễm môi trường đất được chia ra 3 nhóm:

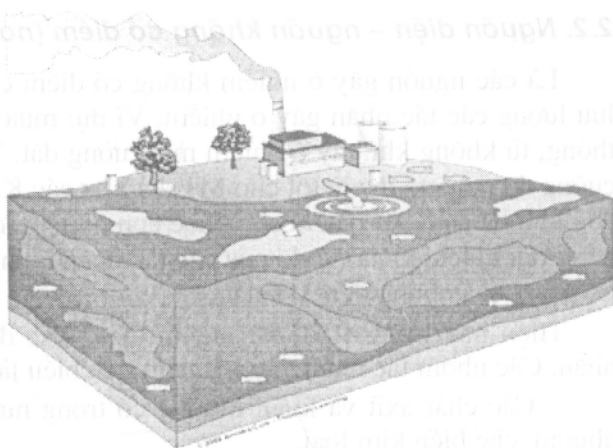
- Nhóm tác nhân vật lý.
- Nhóm tác nhân sinh học.
- Nhóm tác nhân hoá học.

### 1. Ô nhiễm đất do nhóm tác nhân vật lý

#### 1.1. Ô nhiễm nhiệt

Khi nhiệt độ trong đất tăng sẽ gây ra những ảnh hưởng lớn đến khu hệ vi sinh vật đất phân giải chất hữu cơ và trong nhiều trường hợp làm đất chai cứng, mất chất dinh dưỡng. Nhiệt độ trong đất tăng, dẫn đến giảm hàm lượng oxy, làm mất cân bằng oxy và quá trình phân huỷ các chất hữu cơ sẽ tiến triển theo kiểu kỵ khí, tạo ra nhiều sản phẩm trung gian có mùi khó chịu và độc cho cây trồng, động vật thủy sinh như:  $\text{NH}_3$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$  và andehyt. Nguồn gây ô nhiễm nhiệt là do sự thải bỏ nước làm mát các thiết bị máy móc của nhà máy nhiệt điện, nhà máy điện nguyên tử và các nhà máy cơ khí. Nước làm mát máy khi thải vào

đất, có thể làm cho nhiệt độ đất tăng lên từ 5 – 15<sup>0</sup>C gây ảnh hưởng đến MT đất. Không ít trường hợp, nguồn ô nhiễm nhiệt còn do những đám cháy rừng, phát nương đốt rẫy trong du canh. Trong quá trình này, nhiệt độ đất tăng lên đột ngột từ 15 – 30<sup>0</sup>C làm huỷ hoại nhiều sinh vật có ích trong đất, đất trở nên chai cứng. Ở nhiều nước hiện nay đã có những hướng dẫn trong du canh về quy trình đốt theo đồng và đốt tràn lan. Thông thường đốt theo đồng, nhiệt độ đất tăng mạnh, âm i, xuống rất sâu, giết chết nhiều loài sinh vật, làm huỷ hoại MT đất và làm cho đất mất tính năng sản xuất (hình 4.11).



Hình 4.11. Ô nhiễm môi trường đất do nhiệt

## 1.2. Ô nhiễm đất do các chất phóng xạ

Nguồn ô nhiễm đất bởi các phóng xạ là những phế thải của các trung tâm khai thác các chất phóng xạ, trung tâm nghiên cứu nguyên tử, các nhà máy điện nguyên tử, các bệnh viện dùng chất phóng xạ và những vụ thử vũ khí hạt nhân. Các chất phóng xạ thâm nhập vào đất và theo chu trình dinh dưỡng tới cây trồng, động vật và con người. Người ta thấy rằng, sau mỗi vụ nổ thử vũ khí hạt nhân thì chất phóng xạ trong đất tăng lên gấp 10 lần. Tỷ lệ giữa lượng đồng vị phóng xạ có trong cơ thể động vật với lượng đồng vị phóng xạ có trong MT được gọi là "hệ số cô đặc". Sau các vụ nổ bom nguyên tử, trong đất thường tồn lưu 3 chất phóng xạ là Sn<sup>90</sup>; I<sup>131</sup>; Cs<sup>137</sup>. Các chất phóng xạ này xâm nhập vào cơ thể người, làm thay đổi cấu trúc tế bào, gây ra những bệnh về di truyền, bệnh về máu, bệnh ung thư...

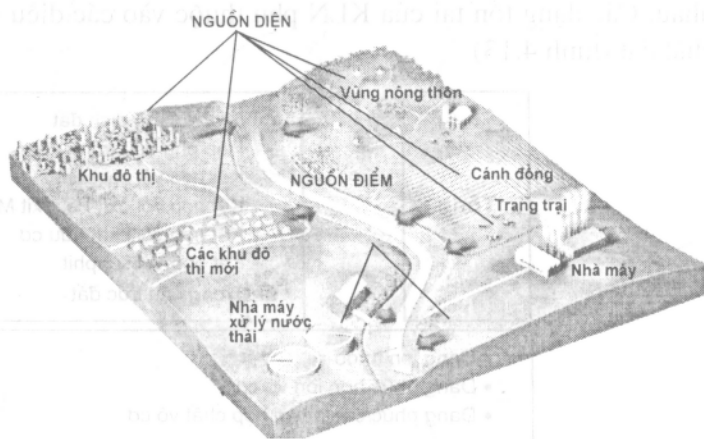
## 2. Ô nhiễm đất do tác nhân hoá học

Bao gồm sử dụng phân bón hoá học không hợp lý, các loại hoá chất BVTV (HCBVTV), các chất thải công nghiệp, chất thải làng nghề, các khí thải từ các phương tiện giao thông, mưa axit,...

Như vậy, loại ô nhiễm này được gây nên từ nhiều nguồn khác nhau và được chia ra:

### 2.1. Nguồn điểm (point source)

Là các nguồn gây ô nhiễm có thể xác định được vị trí, kích thước, bản chất, lưu lượng phóng thải tác nhân gây ô nhiễm. Các nguồn điểm gây ô nhiễm đất, nước, chủ yếu là cống xả nước thải các khu dân cư, nhà máy, cơ sở nuôi trồng thủy sản, các cơ sở sản xuất kinh doanh, các nhà hàng khách sạn, khu du lịch,... tại nạn bể chứa dầu, giàn khoan dầu khí, lò phản ứng nguyên tử (hình 4.12).



Hình 4.12. Các nguồn điểm, và nguồn điện gây ô nhiễm

## 2.2. Nguồn diện – nguồn không có điểm (non– point source)

Là các nguồn gây ô nhiễm không có điểm cố định, không xác định được vị trí, bản chất, lưu lượng các tác nhân gây ô nhiễm. Ví dụ: mưa axit, bụi và hoá chất từ các phương tiện giao thông, từ không khí gây ô nhiễm môi ruộng đất. Trong thực tế, nhiều tác nhân ở nồng độ hoặc cường độ thấp có thể là tốt cho MT đất như các KLN ở mức vi lượng, các tia bức xạ ở cường độ đến khu hệ sinh vật đất và sức khoẻ con người thông qua chuỗi dinh dưỡng. Do đó, liều lượng, nồng độ, mức độ, cường độ của các tác nhân ô nhiễm là yếu tố quan trọng quyết định khả năng tác động của chúng đến MT đất.

Hiện nay trong HST đất, người ta đã xác định được trên 1.500 tác nhân ô nhiễm khác nhau. Các nhóm tác nhân gây ô nhiễm tiêu biểu là:

- Các chất axit và kiềm thường có trong nước thải công nghiệp hoá chất, làng nghề dệt nhuộm, chế biến kim loại.

- Các anion như sunphua, sunphit, xyanua, clorua, florua, nitrat,...

- Các chất tẩy rửa (chất hoạt động bề mặt) thường có nhiều trong nước thải công nghiệp sản xuất bột giặt, xà phòng, mỹ phẩm,...

- Các chất hữu cơ không bền vững dễ bị VSV phân huỷ, thường có nhiều trong công nghiệp chế biến lương thực, thực phẩm, nước thải và chất thải rắn sinh hoạt từ các khu dân cư, từ các chuồng trại chăn nuôi, từ các đầm, ao nuôi trồng thủy sản.

Các chất khí như  $Cl_2$ ,  $H_2S$ ,  $SO_2$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,... từ nước thải công nghiệp hoặc từ các quá trình phân huỷ sinh học.

- Dầu mỡ từ nước thải công nghiệp, đô thị, sự cố tràn vỡ phuy dầu.

- Các KLN có trong chất thải công nghiệp, chất thải làng nghề, trong một số phân bón hoá học.

- Các chất hữu cơ có độc tính và độ bền cao như dẫn xuất phenol, các hydrocacbon dạng vòng thơm (PAH), các polyclobiphenyl (PCB), các dioxin, các hợp chất clo hữu cơ thường có trong các chất thải công nghiệp và các nguồn gốc khác.

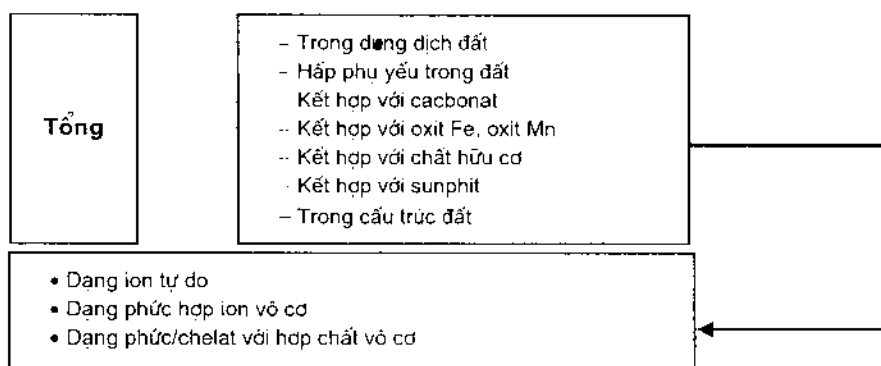
- Các HCBVTV.

- Các chất phóng xạ từ lò phản ứng nguyên tử và các nguồn chiếu xạ.

- Các tác nhân sinh học gây bệnh (giun, sán, động vật đơn bào, vi trùng, siêu vi trùng) từ phân người, phân gia súc và các nguồn khác.

## 3. Ô nhiễm đất do kim loại nặng

Các nguyên tố kim loại nặng (KLN) trong môi trường đất tồn tại dưới nhiều dạng khác nhau. Các dạng tồn tại của KLN phụ thuộc vào các điều kiện môi trường trong đất và các tính chất đất (hình 4.13).



Hình 4.13. Dạng hoá học của các kim loại nặng trong các pha rắn

### **3.1. Các dạng tồn tại của kim loại nặng**

#### **a) Hấp phụ trao đổi**

Sự hấp phụ vật lý xảy ra do lực hút tĩnh điện. Một điện trường xuất hiện giữa hai tầng tích điện có chứa sét và hydroxyt Fe – Mn, và vật chất hấp phụ có thể là dạng kim loại, dạng ion hoặc dạng từ tính như nước. Kết quả là các nguyên tố KLN được hấp phụ vào trong đất do lực hút tĩnh điện.

#### **b) Hấp phụ hoá học và đồng kết tủa**

Sự hấp phụ các KLN của đất bị điều khiển bởi vị trí hấp phụ tự do trong đất. Các vị trí này bị ảnh hưởng bởi sự liên kết giữa các hạt vật chất ở trạng thái tự do hay trạng thái bị phá vỡ. pH và các dạng KLN trong tự nhiên, điện tích và dạng hydrat hoá của chúng cũng ảnh hưởng tới sự kết dính.

Sự hấp phụ hoá học và đồng kết tủa các nguyên tố KLN với hydroxyt Fe – Mn là quá trình chính trong sự liên kết của các ion KLN trong đất. Các dạng hợp chất chính của Fe trong quá trình tạo hấp phụ với các KLN là  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ,  $\text{FeO}(\text{OH})$ ,  $\alpha\text{FeO}(\text{OH})$ . Các dạng của Mn là  $\text{MnO}_2$ ,  $\text{MnO}(\text{OH})$ ,  $\text{Na}_4\text{Mn}_3\text{O}_{10} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ . Sự hấp phụ các KLN bao gồm cả sự hấp phụ các hydroxyl bề mặt và sau đó chuyển thành dạng proton.

#### **c) Liên kết với các hợp chất hữu cơ**

Các hợp chất hữu cơ cũng có những đặc tính quan trọng đối với những dạng KLN trong đất. Các hợp chất hữu cơ hoà tan KLN tạo thành phức hợp kim loại – hữu cơ. Axit humic có chứa các hợp chất hữu cơ như polysaccarit, protein, phenol, các hợp chất này luôn dễ dàng kết hợp với các ion KLN. Axit humic không hoà tan các KLN đó. Axit fulvic cũng tương tự nhưng kết tủa ít hơn và phần chính là hoà tan. Xác sinh vật trong đất có thể chứa đựng các KLN. Các KLN tạo phức với hợp chất hữu cơ cũng có thể bị hấp phụ vào trong oxit Fe – Mn.

#### **d) Liên kết với cacbonat**

Cả cacbonat và phosphat đều là những chất vô cơ trong đất. Các ion KLN có thể đồng kết tủa với  $\text{CaCO}_3$  và cũng có thể làm biến đổi cấu trúc hình thành nên  $\text{CaCO}_3$ .

Kẽm trong đất được tìm thấy ở nhiều dạng như hoà tan, phức với chất hữu cơ bị giữ trong các nhóm hydroxyl của đất, dạng kết tinh hoặc là một phần của tinh thể khoáng sét. Một số dạng quặng của Zn trong đất là Sphalerit ( $\text{ZnS}$ ), Zinkit ( $\text{ZnO}$ ), Smizonit ( $\text{ZnCO}_3$ ), Vinlemit ( $\text{Zn}_2\text{SiO}_4$ ), trong đó  $\text{ZnCO}_3$  là khoáng dễ tan nhất. Trong các MT khác nhau, kẽm có thể có trong thành phần các muối khó tan (cacbonat, phosphat) của các khoáng vật Ozit, Biotit và trong mạng lưới tinh thể silicat (trong đó Zn thay thế các cation  $\text{Ca}^{2+}$  và  $\text{Mn}^{2+}$ ), Zn có thể bị các khoáng như Illit, Caolinit cố định.

Chì trong đất được chia thành 10 dạng, theo các nhà khoa học ở Mỹ bao gồm: hoà tan trong nước, trao đổi, có khả năng bị thay thế bởi bạc, cacbonat, dạng dễ khử, phức với hữu cơ, kết hợp với oxit Fe ở dạng vô định hình, kết hợp với oxit Fe ở dạng tinh thể, dạng sunphit và các dạng còn lại.

Dạng không tan của chì bao gồm  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ,  $\text{PbCO}_3$ ,  $\text{PbS}$ ,  $\text{PbSO}_4$ ,  $\text{PbO}$ ,  $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$ ,  $\text{Pb}_2\text{O}(\text{PO}_4)_2$ ,  $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_4\text{OH}$ . Chì tồn tại trong MT axit hoặc MT có chứa các ion  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  với nồng độ thấp. Các dạng chì gây ô nhiễm đất do hoạt động nhân tạo có thể là  $\text{PbClBr}$ ,  $\text{PbSO}_4$ ,  $\text{PbS}$ ,  $\text{PbCO}_3$  (trong công nghiệp khai khoáng);  $\text{PbCO}_3$ ,  $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ,  $\text{PbCrO}_4$  (trong công nghiệp sơn). Chì là kim loại ít di động trong số các nguyên tố KLN. Chì ở dạng di động trong đất là  $\text{Pb}^{2+}$ , dạng này thường bị hấp phụ bởi khoáng sét, các oxit Fe và Mn, tạo phức với chất hữu cơ.

Các dạng hoá học của các nguyên tố kim loại được tạo ra bằng con đường nhân tạo và được phát thải vào môi trường khí quyển, hoặc được chuyển tải vào trong nước. Sự ổn định của chúng trong môi trường được xác định bằng sự di động và chúng trở nên độc hay không trong các HST tiếp nhận chúng. Ngay tại một nguồn điểm thì cũng có một số sự khác nhau lớn giữa các dạng được phát thải vào môi trường. Chẳng hạn, từ một lò nấu kim loại thì cũng có rất nhiều dạng phát thải các kim loại vào môi trường như khói lò, sự đập quặng, gió thổi từ các đồng chất thải tạm thời hay lâu dài, từ các băng chuyển nguyên liệu (bảng 4.16).

**Bảng 4.16. Các dạng kim loại độc tiềm tàng trong đất**

| Nguyên tố | Loại                                                                                                                                         | Sự hấp phụ                                              | Quá trình                                                                                                                                                                                                                   |
|-----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Cd</b> | CdO, CdCO <sub>3</sub><br>Cd(PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (oxit hoá)<br>CdS (khử)<br>CdCl <sub>2</sub>                                     | Al/Fe sét oxyt.<br>Chất hữu cơ.                         | Kết tủa CdCO <sub>3</sub> ở pH cao.                                                                                                                                                                                         |
|           | PbS, PbSO <sub>4</sub><br>Pb(OH) <sub>2</sub> , PbCO <sub>3</sub><br>PbO, Pb(PO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub><br>PbO(PO <sub>4</sub> )<br>PbCl | Mn/Fe sét oxyt.<br>Chất hữu cơ.                         | Bị hấp phụ trên Fe oxyt.<br>Được trao đổi trên sét và chất hữu cơ.<br>Bị metyl hoá sinh học.<br>Chuyển sang dạng dễ bay hơi và độc (CH <sub>3</sub> ) <sub>4</sub> Pb và (CH <sub>3</sub> ) <sub>3</sub> -Pb <sup>+</sup> . |
| <b>Hg</b> | Hg(OH) <sub>2</sub><br>Hg(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> (oxy hoá)<br>HgS (khử)<br>Các hợp chất Hg hữu cơ                                    | Sét<br>Chất hữu cơ<br>Fe/Mn oxyt                        | Các quá trình oxy hoá khử tạo ra Hg tự do trong đất.<br>Bị metyl hoá sinh học chuyển sang dạng độc.                                                                                                                         |
|           | AsO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (oxy hoá)<br>AlAsO <sub>4</sub> , FeAsO <sub>4</sub><br>Ca <sub>3</sub> (AsO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub>      | Bị hấp phụ mạnh bởi sét.<br>Chất hữu cơ.<br>Fe/Mn oxyt. | Metyl hoá sinh học.                                                                                                                                                                                                         |

Nguồn: Fergusson, 1991.

Như vậy, việc tồn tại nhiều dạng khác nhau của các KLN không những xảy ra do quá trình biến đổi hoá, lý, sinh học trong đất mà còn do bản thân các quá trình phát thải đã tạo ra các dạng khác nhau của chúng (bảng 4.17).

**Bảng 4.17. Các dạng hoá học chính của kim loại vết trong đất có tính kiềm và axit (điều kiện oxy hoá)**

| Nguyên tố | Loại cơ bản                                                                          |                                                                                                                                |
|-----------|--------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|           | Các loại đất kiềm                                                                    | Các loại đất chua                                                                                                              |
| <b>Cr</b> | CrOH <sup>2+</sup> , CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>                                  | CrO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Cr(OH)                                                                                        |
| <b>Mn</b> | Mn <sup>2+</sup> , MnSO <sub>4</sub> , hữu cơ a                                      | Mn <sup>2+</sup> , MnSO <sub>4</sub> , MnCO <sub>3</sub> , MnHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , MnB(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> |
| <b>Fe</b> | Fe <sup>2+</sup> , FeSO <sub>4</sub> , FeH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> | FeCO <sub>3</sub> , Fe <sup>3+</sup> , FeHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , FeSO <sub>4</sub>                                     |
| <b>Ni</b> | Ni <sup>2+</sup> , NiSO <sub>4</sub> , NiHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , hữu cơ a    | NiCO <sub>3</sub> , NiHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , Ni <sup>2+</sup> , NiB(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup>                     |
| <b>Cu</b> | Cu <sup>2+</sup> , hữu cơ a                                                          | CuCO <sub>3</sub> , hữu cơ a, CuB(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> , CuB(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>                            |
| <b>Zn</b> | Zn <sup>2+</sup> , ZnSO <sub>4</sub>                                                 | ZnHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup> , ZnCO <sub>3</sub> , Zn <sup>2+</sup> , ZnSO <sub>4</sub> , ZnB(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup> |
| <b>Cd</b> | Cd <sup>2+</sup> , CdSO <sub>4</sub> , CdCl <sup>+</sup>                             | Cd <sup>2+</sup> , CdCl <sup>+</sup> , CdSO <sub>4</sub> , CdHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>                                     |
| <b>Pb</b> | Pb <sup>2+</sup> , hữu cơ a, PbSO <sub>4</sub> , PbHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>     | PbCO <sub>3</sub> , Pb(CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup> , PbOH <sup>+</sup>                                        |

Chú thích: Hữu cơ a – Phức hợp của các axit hữu cơ như axit humic, axit fulvic

Nguồn: Sposito, 1983 & Alloway, 1990;

### 3.2. Ảnh hưởng của kim loại nặng

Các KLN là nguồn chất độc nguy hại đối với HST đất, chuỗi thức ăn và con người. Những KLN có tính độc cao nguy hiểm là: Thủy ngân (Hg), cadimi (Cd), chì (Pb), niken (Ni); các KLN có tính độc mạnh là arsen (As); crom (Cr); mangan (Mn); kẽm (Zn) và thiếc (Sn).

Trong thực tế, các KLN nếu ở hàm lượng thích hợp rất cần cho sự sinh trưởng và phát triển của thực vật, của động vật và con người. Nhưng nếu chúng tích lũy nhiều trong đất thì lại rất độc hại (bảng 4.18).

**Bảng 4.18. KLN trong nước thải và những ảnh hưởng của chúng đến cơ thể sống**

| Nguyên tố | Nguồn                                                                                     | Tác động đến cơ thể                                                                                                                                                                             |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>As</b> | Công nghiệp thuộc da, sành sứ, nhà máy hoá chất, thuốc trừ sâu, luyện kim.                | Có khả năng gây ung thư. Trong cơ thể động vật và người, làm giảm sự ngon miệng, giảm khối lượng cơ thể, gây hội chứng dạ dày và ngoài da. Trong đất có nhiều As dẫn đến thiếu Fe cho thực vật. |
| <b>Cd</b> | Công nghiệp luyện kim, lọc dầu, khai khoáng, mạ kim loại, ống dẫn nước.                   | Rối loạn vai trò hoá sinh của enzym, gây cao huyết áp, gây hỏng thận, phá huỷ các mô và hồng cầu, có tính độc đối với thủy sinh vật.                                                            |
| <b>Cr</b> | Công nghiệp nhuộm len, mạ, thuốc da, sản xuất đồ gốm, sản xuất chất nổ.                   | Cr <sup>6+</sup> độc đối với động vật, thực vật, làm vàng cây lúa mì và lúa. Gây ung thư đối với người.                                                                                         |
| <b>Pb</b> | Công nghiệp mỏ, than đá, sản xuất acquy, xăng, hệ thống dẫn.                              | Tác động đến tủy xương, hệ thần kinh, giảm trí thông minh, máu, thận, các hệ enzym liên quan đến sự tạo máu và liên kết với Fe trong máu.                                                       |
| <b>Cu</b> | Hoạt động khai khoáng, mạ kim loại, HCBVTV.                                               | Độc, gây thiếu máu, thận, rối loạn thần kinh, MT sống bị phá huỷ.                                                                                                                               |
| <b>Mn</b> | Khai khoáng, sản xuất pin, đốt nhiên liệu hoá thạch.                                      | Cần thiết ở nồng độ thấp, gây độc ở nồng độ cao.                                                                                                                                                |
| <b>Hg</b> | Công nghiệp luyện kim, sản xuất pin, tế bào thủy ngân, đèn huỳnh quang, nhiệt kế, HCBVTV. | Độc đối với động vật và thực vật.                                                                                                                                                               |

– Ở trong đất, sự chuyển hoá các kim loại từ ngưỡng không độc sang ngưỡng độc phụ thuộc vào nhiều yếu tố:

– Bản chất của từng KLN.

Hàm lượng (hoặc nồng độ) hiện diện của chúng trong MT đất, trong dung dịch đất.

– Phản ứng của đất (pH).

– Các điều kiện khác như tính đa dạng sinh học của MT đất, chất tạo phức, tạo kết tủa và dạng tồn tại.

Trên quan điểm về dinh dưỡng cây trồng và môi trường thì các kim loại vết có lợi như Mo, Mn B, Co, Zn, Cu,... được gọi là các nguyên tố vi lượng. Các nguyên tố vết gây độc mạnh như Pb, Cd, Hg, As, Cr, Ni và các nguyên tố Cu, Zn, Mn ở hàm lượng lớn. Sự phân chia này chỉ là tương đối vì hàm lượng (nồng độ) của chúng luôn biến đổi trong môi trường đất.

### 3.3. Nguyên nhân ô nhiễm đất do kim loại nặng

Ô nhiễm đất do KLN có nhiều nguyên nhân: Chất thải công nghiệp, kỹ nghệ pin, hoạt động khai khoáng, cơ khí, giao thông, trong giáng thủy, chất thải sinh hoạt và phân bón, hoá chất dùng trong công nghiệp (bảng 4.19).



**Bảng 4.19. Hàm lượng một số kim loại nặng trong các sản phẩm dùng làm phân bón trong nông nghiệp (ppm)**

| Kim loại | Phân Phospho | Phân Nitơ | Đá vôi      | Bùn cống thải | Phân chuồng | Nước tưới | HCBVTV  |
|----------|--------------|-----------|-------------|---------------|-------------|-----------|---------|
| As       | <1 – 1.200   | 2 – 120   | 0,1 – 24    | 2 – 30        | <1 – 25     | <10       | 3 – 30  |
| Bi       | –            | –         | –           | <1 – 100      | –           | –         | –       |
| Cd       | 0,1 – 190    | <0,1 – 9  | <0,05 – 0,1 | 2 – 3.000     | <0,1 – 0,8  | <0,05     | –       |
| Hg       | 0,01 – 2     | 0,3 – 3   | –           | <1 – 56       | <0,01 – 0,2 | –         | 0,6 – 6 |
| Pb       | 4 – 1000     | 2 – 120   | 20 – 1.250  | 2 – 7.000     | 0,4 – 16    | <20       | 11 – 26 |
| Sb       | <1 – 10      | –         | –           | 2 – 44        | <0,1 – 0,5  | –         | –       |
| Se       | 0,5 – 25     | –         | ≤ 0,1       | 1 – 17        | 0,2 – 2,4   | <0,05     | –       |
| Te       | 20 – 23      | –         | –           | –             | 0,2         | –         | –       |

Ở Việt Nam, tình hình ô nhiễm đất bởi KLN nhìn chung không phổ biến. Tuy nhiên, nhiều trường hợp cục bộ gần khu công nghiệp, đặc biệt ở những làng nghề tái chế kim loại, tình trạng ô nhiễm KLN đang diễn ra khá trầm trọng.

Nghiên cứu của bộ môn Thổ Nhuỡng – Môi trường đất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên Hà Nội, tại làng nghề tái chế chì ở xã Chỉ Đạo, Mỹ Văn, Hưng Yên cho thấy, hàm lượng Pb trong bùn ao và đất trồng lúa rất cao, vượt nhiều lần so với ngưỡng cho phép (bảng 4.20).

**Bảng 4.20. Hàm lượng Pb trong bùn và trong đất tại xã Chỉ Đạo – Hưng Yên**

| STT | Mẫu nghiên cứu                            | Hàm lượng chì (ppm) |
|-----|-------------------------------------------|---------------------|
| 1   | Mẫu bùn trong ao chứa nước thải phá acquy | 2.166,0             |
| 2   | Mẫu đất lúa gần nơi nấu chì               | 387,6               |
| 3   | Mẫu đất giữa cánh đồng                    | 125,4               |
| 4   | Mẫu đất gần làng                          | 2.911,4             |

(ppm= một phần triệu = mg/kg; Hàm lượng Pb lớn hơn 100ppm được đánh giá là đất bị ô nhiễm)

Việc nấu tái chế chì không chỉ gây ô nhiễm MT đất mà còn gây ô nhiễm nặng đến nguồn nước khu vực (bảng 4.21).

**Bảng 4.21. Hàm lượng một số KLN trong nước ở xã Chỉ Đạo – Mỹ Văn – Hưng Yên**

| TT | Địa điểm                                         | pH   | Hàm lượng các nguyên tố (ppm) |        |          |
|----|--------------------------------------------------|------|-------------------------------|--------|----------|
|    |                                                  |      | Pb                            | Cu     | Cd       |
| 1  | Nước giếng gia đình                              | 6,60 | 0,08                          | 0,0078 | < 0,0025 |
| 2  | Ao chứa nước thải bình acquy                     | 3,40 | 10,83                         | 0,078  | < 0,0025 |
| 3  | Nước ao trong làng đãi xỉ                        | 6,30 | 5,13                          | 0,012  | < 0,0025 |
| 4  | Nước ao sử dụng để tưới                          | 6,30 | 0,14                          | 0,0018 | < 0,0025 |
| 5  | Nước mương tưới tiêu                             | 6,20 | 0,07                          | 0,0019 | < 0,0025 |
| 6  | Nước ao đãi và đổ xỉ                             | 6,50 | 4,45                          | 0,075  | < 0,0025 |
| 7  | Nước giếng khoan 50m                             | 6,35 | 0,00                          | 0,00   | 0,00     |
| 8  | Nước giếng khoan 18m                             | 6,30 | 0,00                          | 0,00   | 0,00     |
| 9  | Nước mương tưới tiêu của huyện (gần nơi nấu chì) | 6,70 | 1,18                          | 0,0247 | < 0,0025 |

#### 4. Sự lắng đọng axit trong môi trường đất

Lắng đọng axit (Acid deposition) hiện đang là một trong những vấn đề gây ô nhiễm MT đất không chỉ vì mức độ ảnh hưởng mạnh mẽ tới cuộc sống của con người và các HST mà còn vì quy mô tác động của chúng đã vượt ra khỏi phạm vi kiểm soát của mỗi quốc gia. Thuật ngữ "Lắng đọng axit" bao hàm cả hai hình thức:

**a) Lắng đọng khô (dry deposition)** bao gồm các khí (gases); hạt bụi (particulate) và sol khí (aerosol) có tính axit. Trong khí quyển các tạp nhiễm này tồn tại dưới dạng các sol khí, đây là những hạt bụi dạng rắn, lỏng hoặc khí có kích thước hạt đủ nhỏ để có thể lan truyền với khoảng cách rất xa.

**b) Lắng đọng ướt (wet deposition)** thể hiện ở nhiều dạng như mưa; tuyết; sương mù; hơi nước có tính axit.

– Nước mưa có tính axit được gọi là mưa axit. Theo định nghĩa của Ủy ban Kinh tế Châu Âu (ECE) thì mưa (thể lỏng và thể rắn) có chứa các axit  $H_2SO_4$  và  $HNO_3$  với  $pH \leq 5,5$  là mưa axit. Tuy vậy, quy định về giá trị giới hạn của pH ứng với mưa axit ở những nước khác nhau có khác nhau: ở Mỹ, khi  $pH \leq 5,0$ ; ở các nước Ấn Độ, Indônêxia, Hàn Quốc, Thái Lan khi  $pH < 5,6$ . Những quy định đối với tính chất nước mưa được nêu ra ở bảng 4.22.

**Bảng 4.22. Những quy định đối với tính chất nước mưa**

| pH        | Tính chất           |
|-----------|---------------------|
| <4,0      | Mang tính axit nặng |
| 4,0 – 4,9 | Mang tính axit      |
| 4,9 – 5,5 | Mang tính axit nhẹ  |
| 5,6       | Trung tính          |
| 5,6 – 6,0 | Mang tính kiềm nhẹ  |
| 6,0 – 7,0 | Mang tính kiềm      |
| >7,0      | Mang tính kiềm cao  |

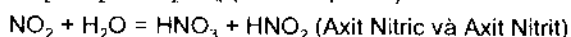
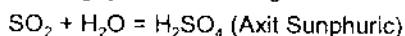
– Lắng đọng axit xuất hiện khi có một lượng lớn  $SO_2$  và  $NO_x$  được phát thải do đốt các nhiên liệu hoá thạch. Nó được xuất hiện từ 2 nguồn chính:

+ Nguồn điểm: Đốt than đá ở các nhà máy nhiệt điện; các nhà máy đúc quặng và công nghiệp chung cất; các nồi hơi công nghiệp. Nguồn điểm phát thải: hầu hết lượng  $SO_2$  và chiếm khoảng 35% lượng  $NO_x$  do con người tạo ra. Các nhà máy có ống khói cao trên 300m có thể đưa vào khí quyển những lượng khí thải lớn và trong những điều kiện thuận lợi về gió, lượng khí thải này được đưa đi xa hàng nghìn cây số trước khi gieo tai họa về lắng đọng axit cho các quốc gia lân cận.

+ Nguồn diện: Chủ yếu là giao thông đường bộ, do các xe có động cơ gây ra. Chúng phát thải khoảng 30 – 50% lượng  $NO_x$  ở các nước phát triển và nhiều chất hữu cơ bay hơi (VOCs) tạo ra ôzôn mặt đất (hình 4.15).

##### **Khung 4.9. Axit hoá các thủy vực**

Mưa axit: Các chất gây ô nhiễm tương tác với hơi nước trong khí quyển  $SO_2$  và  $NO_2$



– Ngoài ra, một lượng lớn sol khí sunphat có nguồn gốc từ biển, đó là các quá trình oxy hoá các hợp chất dimethylsunphit ( $\text{CH}_3\text{S CH}_3$ ). Theo Paudis S.N. (1995), những quá trình phát sinh sol khí trong khí quyển gồm:

+ *Sunphua dioxit* ( $\text{SO}_2$ ): Sinh ra chủ yếu từ quá trình đốt nhiên liệu hoá thạch và phun trào núi lửa.

+ *Sunphit hydro* ( $\text{H}_2\text{S}$ ): Sinh ra từ phân huỷ sinh học và từ núi lửa.

+ *Cacbon disunphit* ( $\text{SCS}$ ): Sinh ra từ phân huỷ sinh học.

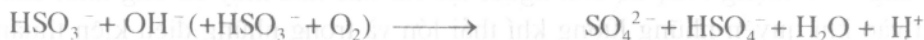
+ *Dimetyl sunphit* ( $\text{CH}_3\text{S CH}_3$ ) và *dimethyl disunphit* ( $\text{CH}_3\text{SCH}_3$ ) sinh ra từ hoạt động của VK và tảo lam, tảo lục nước ngọt. Tổng lượng khí sunphua sinh ra từ các nguồn tự nhiên này ước tính khoảng  $50 - 100.10^{12}\text{gS/năm}$  (Moller, 1984).

– Những phản ứng hoá học chính trong khí quyển của các hợp chất lưu huỳnh và nitơ tạo các ion gây axit theo (Colbeck, 1995) như sau:

+ Trong pha khí:

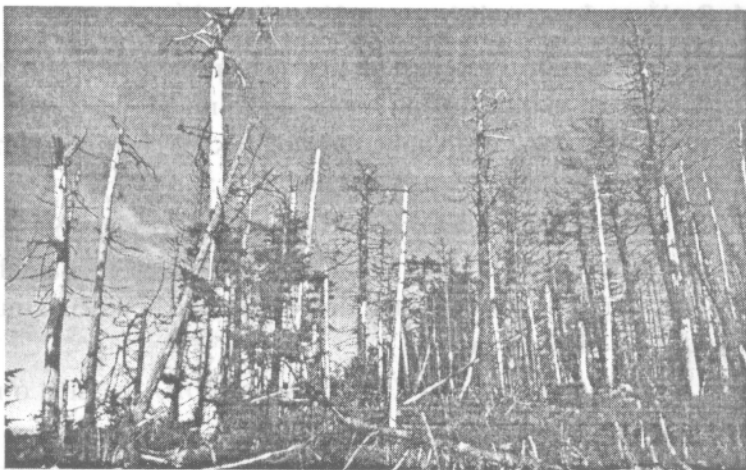


+ Trong pha lỏng



Kết quả của các phản ứng trên làm nảy sinh nhiều chất ô nhiễm trong không khí khí quyển ( $\text{HCl}$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). Chúng axit hoá nước mưa và tác động tương hỗ với các bazơ trong khí quyển diễn ra theo hình 4.15.

Nếu mưa axit rơi vào đất kiềm hoặc đất có khả năng đệm cao thì độ axit này sẽ được các bazơ của đất trung hoà. Ngược lại, ở đất nghèo bazơ, khả năng đệm thấp sẽ làm tăng độ ngọt hàm lượng  $\text{Al}^{3+}$  linh động có tác động xấu đến quần xã sinh vật đất và phát triển của cây trồng, thậm chí cây trồng bị chết.



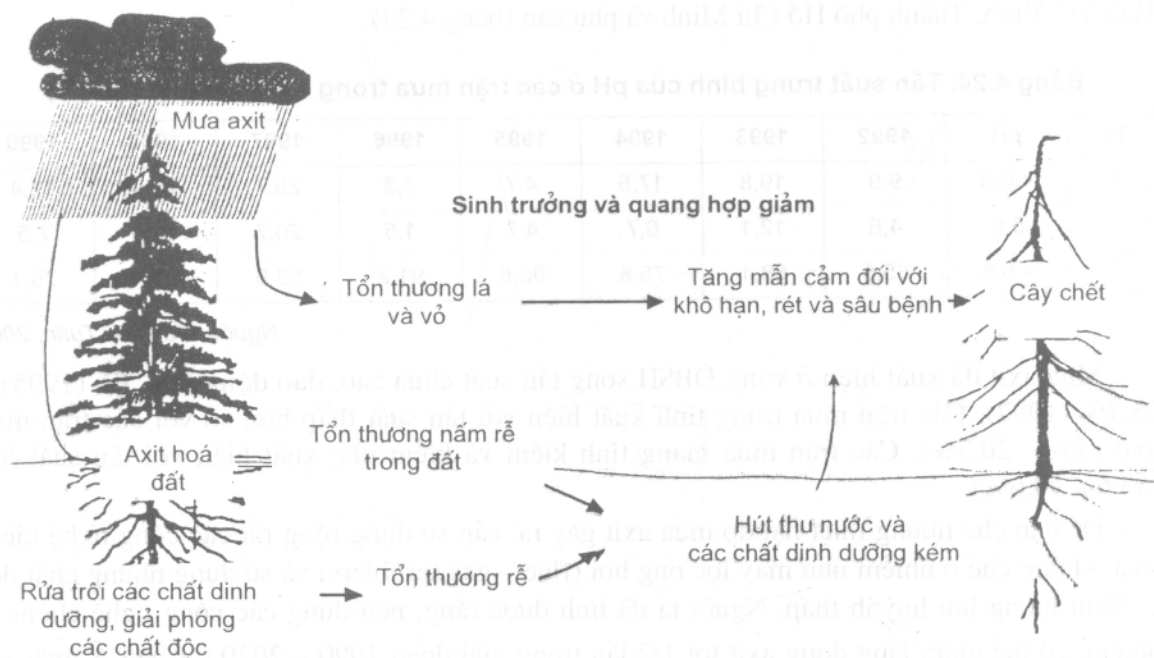
Hình 4.14. Hậu quả của lắng đọng axit

|                                |                                  |                                |                                   |                                                   |                                                        |
|--------------------------------|----------------------------------|--------------------------------|-----------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| HCl                            | HNO <sub>3</sub>                 | H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | Các axit sản sinh trong khí quyển |                                                   |                                                        |
|                                | +                                | MgCO <sub>3</sub>              | CaCO <sub>3</sub>                 | NH <sub>3</sub>                                   | Các bazơ sản sinh trong khí quyển                      |
|                                | +                                |                                | Na <sub>2</sub> O + KCl           | CaSO <sub>4</sub> ; SiO <sub>2</sub> + Al-silicat | Bụi dạng sol khí                                       |
|                                | =                                |                                |                                   |                                                   | Nước mưa (hoà tan hợp phần)                            |
| Cl <sup>-</sup>                | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>     | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>  | Các ion                           |                                                   |                                                        |
| H <sup>+</sup> (các axit mạnh) | Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> | Mg <sup>2+</sup>               | Ca <sup>2+</sup>                  | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                      | Các cation bao gồm cả H <sup>+</sup> của các axit mạnh |

**Hình 4.15. Phản ứng axit – bazơ tham gia vào mưa axit**

Hiện tượng mưa axit đã được công luận chú ý từ những năm 60 của thế kỷ XX. Trước hết, hiện tượng lắng đọng axit thường xảy ra ở các khu vực có mức độ công nghiệp hoá cao như Châu Âu; Bắc Mỹ. Tuy nhiên, nó cũng có mối quan hệ chặt chẽ với trình độ phát triển sản xuất (giữa công nghệ sạch và không sạch). Hiện nay ở Châu Á, Trung Quốc (đặc biệt ở các tỉnh phía Nam) và Nhật Bản cũng là các quốc gia có lượng phát thải SO<sub>2</sub> và NO<sub>x</sub> rất đáng kể.

Lắng đọng axit đã và đang gây ra những hậu quả nghiêm trọng cho các HST trên cạn và dưới nước. Theo thời gian đất và nước mặt dần dần bị axit hoá làm cho hàm lượng nhôm linh động (Al<sup>3+</sup>) và Mn<sup>2+</sup> tăng nhanh gây độc hại cho các loại cây trồng và nhiều sinh vật nước ngọt (khung 4.9). Các loại cây thuộc họ Đậu, cây ngũ cốc rất mẫn cảm với hàm lượng Al<sup>3+</sup> linh động trong đất. Nhiều thí nghiệm cho rằng, nếu lượng Al<sup>3+</sup> lớn hơn 6mg/kg đất sẽ làm giảm đáng kể năng suất. Mức độ axit hoá đất rừng ở nhiều nước Châu Âu trong 50 năm qua đã tăng từ 5 đến 10 lần. Mưa axit trực tiếp gây ra sự thay đổi về lá của cây trồng, đặc biệt khi xảy ra hiện tượng mù hoặc mây có lượng axit cao gấp 10 lần nước mưa bình thường. Ở Bắc Mỹ, mù axit đã làm chết nhiều loài cây vân sam đỏ lá kim và thiệt hại về lá còn tăng lên do sự có mặt của ôzôn (hình 4.16, bảng 4.23).



**Hình 4.16. Mưa axit làm chết cây**

**Bảng 4.23. Dự báo lượng phát thải SO<sub>2</sub> đến năm 2010 ở một số nước Châu Á (triệu tấn)**

| Nước       | Tổng lượng phát thải SO <sub>2</sub> |       |       | Nước       | Tổng lượng phát thải SO <sub>2</sub> |      |      |
|------------|--------------------------------------|-------|-------|------------|--------------------------------------|------|------|
|            | 1986                                 | 2000  | 2210  |            | 1986                                 | 2000 | 2010 |
| Trung Quốc | 18,97                                | 34,04 | 48,80 | Singapo    | 0,06                                 | 0,11 | 0,11 |
| Hồng Kông  | 0,27                                 | 0,40  | 0,59  | Thái Lan   | 0,63                                 | 2,62 | 3,00 |
| Đài Loan   | 0,85                                 | 1,74  | 2,22  | Bangladesh | 0,15                                 | 0,20 | 0,27 |
| Indônêxia  | 0,78                                 | 1,85  | 3,18  | Ấn Độ      | 3,18                                 | 5,39 | 8,80 |
| Hàn Quốc   | 1,22                                 | 2,72  | 3,31  | Pakistan   | 0,75                                 | 1,68 | 2,49 |
| Malayxia   | 0,30                                 | 0,44  | 0,60  | Nhật Bản   | 1,1                                  | –    | –    |
| Philippin  | 0,40                                 | 0,82  | 1,34  | Việt Nam   | 0,13                                 | –    | –    |

Nguồn: Focll và Green, 1990

Số liệu của bảng 4.23 cho thấy, lượng phát thải SO<sub>2</sub> lớn nhất là Trung Quốc, chiếm 64% tổng lượng thải của các nước khác trong bảng, sau đó là Ấn Độ, Hàn Quốc và Nhật Bản. Lượng phát thải khí SO<sub>2</sub> ở nước ta rất nhỏ bé so với các nước khác.

Ở Việt Nam, báo cáo hiện trạng môi trường năm 1994 của Bộ KHCN & Môi trường trình Quốc hội cho thấy, có hiện tượng lắng đọng axit ướt cục bộ: Có trận mưa pH = 4,37, có trận pH = 4,58. Đặc biệt ở Phù Liễn, năm 1991, đã xuất hiện độ pH trung bình tháng của nước mưa là 5,2; 5,4; 5,5. Ở Cúc Phương, năm 1990, pH trung bình của nước mưa ở các tháng trong năm là 5,1 – 5,91.

Báo cáo hiện trạng môi trường Việt Nam năm 2007 về môi trường không khí các khu đô thị và công nghiệp cũng khẳng định, có dấu hiệu mưa axit ở Lào Cai và ở phía Nam tại Minh Hải; Trà Vinh; Thành phố Hồ Chí Minh và phụ cận (bảng 4.24).

**Bảng 4.24. Tần suất trung bình của pH ở các trận mưa trong toàn vùng ĐBSH (%)**

| TT | pH    | 1992 | 1993 | 1994 | 1995 | 1996 | 1997 | 1998 | 1999 |
|----|-------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| 1  | < 5,6 | 9,9  | 19,8 | 17,5 | 4,7  | 7,3  | 25,7 | 25,0 | 17,4 |
| 2  | 5,6   | 4,6  | 12,1 | 6,7  | 4,7  | 1,5  | 20,7 | 12,6 | 7,5  |
| 3  | > 5,6 | 85,5 | 68,1 | 75,8 | 90,6 | 91,2 | 53,6 | 62,4 | 75,1 |

Nguồn: Vũ Đình Tuấn, 2000

Mưa axit đã xuất hiện ở vùng ĐBSH song tần suất chưa cao, dao động từ 4,7% (1995) – 25,7% (1997). Các trận mưa trung tính xuất hiện với tần suất thấp hơn so với các trận mưa axit (4,6 – 20,7%). Các trận mưa mang tính kiềm và kiềm nhẹ xuất hiện với tần suất lớn (53,6 – 90,6%).

Để hạn chế những thiệt hại do mưa axit gây ra, cần sử dụng rộng rãi các công nghệ kiểm soát, khống chế ô nhiễm như máy lọc ống hơi (flue – gas scrubbers) và sử dụng những chất đốt có hàm lượng lưu huỳnh thấp. Người ta đã tính được rằng, nếu dùng các công nghệ chống ô nhiễm, có thể giảm lắng đọng axit tới 1/2 lần trong giai đoạn 1990 – 2020 ở Châu Á, mặc dù mức dùng năng lượng có thể tăng lên gấp 3 lần. Phương án lựa chọn chi phí hiệu quả nhất là chấp nhận các biện pháp năng lượng và giảm lượng phát thải. Đây là vấn đề hiện đang được

nhiều khu vực trên thế giới quan tâm. Năm 1979, Công ước về nhiễm bẩn không khí xuyên biên giới phạm vi rộng (LRTAP) đã được ký kết ở Châu Âu, tiếp theo là những Nghị định thư về triệt giảm  $\text{SO}_2$  và  $\text{NO}_x$  cũng được các bên tham gia Công ước tiếp tục ký kết. Nhận thức được tầm quan trọng của những ảnh hưởng do lắng đọng axit nên vấn đề nghiên cứu và giám sát lắng đọng axit được các nước Đông Bắc Á thảo luận trong 3 Hội nghị vào những năm 1992; 1993 và 1994 và đặc biệt tại Hội nghị môi trường Châu Á – Thái Bình Dương (ECO – ASIA, 1994), các đại biểu đã nhất trí phải có một sự phối hợp hành động trong khu vực để giải quyết vấn đề này.

Ở Việt Nam đã hình thành được mạng lưới gồm 22 trạm quan trắc chất lượng không khí phân bố đều ở các vùng chính của cả nước từ Lào Cai đến đồng bằng sông Cửu Long và với 3 phòng thí nghiệm khu vực được đặt tại Hà Nội, Đà Nẵng và TP Hồ Chí Minh. Cùng với 51 trạm quan trắc chất lượng nước sông, mạng lưới đã cung cấp những số liệu cập nhật, tin cậy cho các báo cáo hằng năm về hiện trạng MT.

## 5. Ô nhiễm đất do nhóm tác nhân sinh học

Những tác nhân sinh học có thể làm ô nhiễm đất, gây ra bệnh ở người và động vật như trực khuẩn lỵ, thương hàn hoặc amip, ký sinh trùng (giun, sán,...). Sự ô nhiễm này xuất hiện là do những phương pháp đổ bỏ chất thải mất vệ sinh hoặc sử dụng phân bắc tươi, bùn ao tươi, bùn kênh dân chất thải sinh hoạt bón trực tiếp vào đất (khung 4.10).

### ***Khung 4.10. Tác động của thói quen chăm sóc cây trồng đến tác nhân sinh học***

– Các bệnh truyền qua phân người, phân động vật tươi do:

+ Siêu vi trùng: bệnh phổi, bệnh viêm gan truyền nhiễm, bệnh bại liệt

+ Vi trùng: ỉa chảy, kiết lỵ, thương hàn, thổ tả

+ Đơn bào: ỉa chảy, lỵ amip

+ Giun sán: giun đũa, giun móc câu, giun kim, giun tóc, sán dây lợn, sán lá gan.

– Các đối tượng có thể bị bệnh:

+ Người tiêu dùng rau, quả, hoa màu

+ Người tiêu dùng thịt và sữa

+ Người lao động sản xuất trực tiếp

Hiện nay, ở các vùng nông thôn miền Bắc, tập quán sử dụng phân bắc và phân chuồng tươi trong canh tác vẫn còn phổ biến. Chỉ tính riêng trong nội thành Hà Nội, hằng năm lượng phân bắc thải ra khoảng 550.000 tấn, trong khi đó, Công ty Vệ sinh MT chỉ đảm bảo thu được 1/3, số còn lại được nông dân chuyên chở về bón cho cây trồng, gây mất vệ sinh và gây ô nhiễm đất. Ở các vùng nông thôn phía Nam, đặc biệt là vùng ĐBSCL, phân tươi ở một số nơi được coi là nguồn thức ăn cho cá.

Hiện nay, tập quán sử dụng phân bắc tươi theo các hình thức:

– 50% lượng phân bắc trộn tro bếp để bón lót, 10% lượng phân bắc được pha loãng bằng nước để tưới cho cây trồng (rau, lúa).

– 40% phân bắc trộn tro bếp cộng với vôi bột và ủ khoảng 10 – 14 ngày, sau đó bón cho cây trồng. Cách bón phân tươi này gây ô nhiễm sinh học nghiêm trọng cho MT đất, không khí và nước (bảng 4.25).

**Bảng 4.25. Số lượng các loài vi trùng và trứng giun**

| TT | Đối tượng nghiên cứu                   | Vi khuẩn <i>E.coli</i> trong 100g đất | Số trứng giun trong 50g phân hoặc 1.000ml |          |
|----|----------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------------|----------|
|    |                                        |                                       | Giun đũa                                  | Giun tóc |
| 1  | Phân bắc tươi trộn tro bếp             | 107                                   | 31                                        | 16       |
| 2  | Phân bắc đã ủ 2 tháng                  | 105                                   | 12                                        | 7        |
| 3  | Đất vừa tưới phân bắc                  | 105                                   | 22                                        | 10       |
| 4  | Đất sau tưới phân bắc 20 ngày          | 105                                   | 13                                        | 5        |
| 5  | Đất vừa tưới phân tươi                 | 105                                   | 5                                         | —        |
| 6  | Đất chỉ dùng phân hoá học              | 102                                   | 3                                         | 1        |
| 7  | Nước mương khu trồng rau tươi phân bắc | 450                                   | 3                                         | —        |
| 8  | Nước giếng khu trồng rau tươi phân bắc | 20                                    | 7                                         | —        |

- Thực hành vệ sinh cá nhân ở nông thôn rất kém, nói chung người dân ít hiểu biết và ít quan tâm về mối liên quan giữa nước – nhà tiêu – vệ sinh cá nhân và sức khỏe, làm cho đất, nước bị ô nhiễm sinh học.

Do thói quen sinh hoạt, sử dụng nguồn nước bẩn.

Đặc biệt, thời gian tồn tại của các tác nhân gây ô nhiễm sinh học tương đối dài trong MT đất (bảng 4.26).

**Bảng 4.26. Thời gian tồn tại của các tác nhân gây bệnh theo những điều kiện khác nhau (ngày)**

| Điều kiện                                   | Vi khuẩn | Virus | Đơn bào  | Giun, sán   |
|---------------------------------------------|----------|-------|----------|-------------|
| Đất                                         | 400      | 175   | 10       | Nhiều tháng |
| Hoa màu                                     | 50       | 60    | Không rõ | Không rõ    |
| Phân bắc, phân, cặn bùn (20 – 30°C)         | 90       | 100   | 30       | Nhiều tháng |
| Ủ hỗn hợp (kỵ khí ở nhiệt độ thường)        | 60       | 60    | 30       | Nhiều tháng |
| Ủ nhiệt độ cao (50 – 60°C trong nhiều ngày) | 7        | 7     | 7        | 7           |
| Ao ổn định nước thải                        | 20       | 20    | 20       | 20          |

## TÓM TẮT CHƯƠNG 4

Nội dung của chương đề cập đến vấn đề BDKH toàn cầu và tác động của nó đối với tài nguyên—môi trường nói chung và tài nguyên đất nói riêng trên phạm vi thế giới, khu vực và ở Việt Nam. Dự báo tác động của BDKH đến tài nguyên đất của Việt Nam. Đây là một trong những nguyên nhân gây suy thoái MT đất với các quá trình xói mòn, rửa trôi và HMH ở khu vực miền núi, quá trình mặn hoá, phèn hoá ở vùng đồng bằng. Nội dung của chương dành thời lượng đáng kể để cập đến các vấn đề: khái niệm về ô nhiễm MT đất, các nhóm tác nhân gây ô nhiễm MT đất và đặc biệt đề cập chi tiết đến những nhóm tác nhân chính gây ô nhiễm MT đất như: nhóm tác nhân vật lý, nhóm tác nhân hoá học và nhóm tác nhân sinh học.

## CÂU HỎI

1. Lấy các ví dụ và chứng minh tác động tiêu cực của BDKH toàn cầu đến tài nguyên và MT đất.
2. Trình bày những dự báo các tác động của BDKH đến tài nguyên và MT đất ở Việt Nam.
3. Trình bày các quá trình thoái hoá MT đất ở Việt Nam.
4. Nêu các nguy cơ HMH ở Việt Nam. Nguyên nhân và hậu quả.
5. Nêu và phân tích nội dung các nhóm tác nhân vật lý, sinh học gây ô nhiễm MT đất.
6. Nêu và phân tích nội dung nhóm tác nhân sinh học gây ô nhiễm MT đất.

## Chương 5

# TÁC ĐỘNG CỦA HOẠT ĐỘNG NÔNG NGHIỆP ĐẾN MÔI TRƯỜNG ĐẤT

## I- SỬ DỤNG PHÂN BÓN TRONG NÔNG NGHIỆP

Việc sử dụng phân bón hoá học và hoá chất bảo vệ thực vật (HCBVTV) là chìa khoá của sự thành công trong cách mạng xanh, trong nền nông nghiệp công nghiệp hoá (nông nghiệp đầu tư cao) để đảm bảo nhu cầu về lương thực, thực phẩm. Tuy nhiên, trong những năm gần đây, nhiều người đã lo ngại về ảnh hưởng của phân bón hoá học và HCBVTV đến môi trường và sức khoẻ con người. Điều lo ngại này không chỉ trong những nước phát triển mà ngày càng trở nên vấn đề quan trọng ở những nước đang phát triển. Thật vậy, khi người nông dân áp dụng những công nghệ hiện đại và "công nghệ cá gói" (giống mới, phân bón hoá học, HCBVTV, máy móc, công nghệ tưới tiêu,...) thì rất nhiều vấn đề môi trường nảy sinh:

Gây độc hại cho nguồn nước, cho đất bởi thuốc trừ sâu và  $\text{NO}_3$  và do đó, tác động xấu đến sức khoẻ con người, các động vật hoang dại và làm suy thoái các hệ sinh thái.

- Gây độc hại cho lương thực, thực phẩm, thức ăn cho gia súc bởi dư lượng thuốc trừ sâu, hàm lượng  $\text{NO}_3$  và các chất kích thích sinh trưởng.

- Gây xói mòn đất và giảm độ phì nhiêu đất do thiên hướng sử dụng nhiều phân bón hoá học, sử dụng ít phân bón hữu cơ.

Gây mất hoá thứ sinh đất do tưới, tiêu không hợp lý.

- Gây ô nhiễm không khí do việc sử dụng các nhiên liệu hoá thạch: nitơ, oxit; metan và nhiều chất khí khác sinh ra từ quá trình đốt, đóng góp vào việc làm suy giảm tầng ôzôn và biến đổi khí hậu toàn cầu.

- Chặt phá rừng và sử dụng quá mức các tài nguyên thiên nhiên, gây suy thoái nước ngầm, làm mất dần và có nguy cơ tuyệt chủng nhiều loài động vật hoang dã.

Xu thế tiêu chuẩn hoá và chuyên canh hoá, tập trung vào một số giống cây, con mới đồng nhất về di truyền trong nông nghiệp, dẫn đến sự thay thế dần và biến mất những giống loài truyền thống - cơ sở di truyền để cải tiến giống và là nguồn dự trữ gen quan trọng cho tương lai.

Những vấn đề nảy sinh trong ô nhiễm do các hoạt động nông nghiệp được trình bày ở bảng 5.1.



**Bảng 5.1. Những vấn đề ô nhiễm có tính nguyên tắc trong nông nghiệp**

| <b>Chất gây độc<br/>hoặc chất gây ô nhiễm</b>           | <b>Hậu quả</b>                                                                                                                           |
|---------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Gây độc hại nguồn nước</b>                           |                                                                                                                                          |
| Thuốc trừ sâu                                           | Gây độc cho nước mưa, nước bề mặt và nước ngầm, gây độc cho động vật hoang dại và vượt ngưỡng chuẩn đối với nước uống.                   |
| Nitrat                                                  | Hội chứng trẻ xanh ( <i>Methaemoglobinaemia</i> ) ở trẻ em và có thể gây ung thư.                                                        |
| Nitrat, Phosphat                                        | Sinh trưởng tảo và phú dưỡng gây ra mùi hôi thối, tắc nghẽn nước mặt, cá chết, phá huỷ bãi san hô, phát triển kềm do các độc tố của tảo. |
| Phế thải hữu cơ có nguồn gốc động vật                   | Sinh trưởng của tảo, cộng với việc khử oxy của nước và làm cho cá chết.                                                                  |
| Nước thải từ quá trình thức ăn động vật                 | Khử oxy của nước và cá chết, mùi khó chịu.                                                                                               |
| Chế biến phế thải từ các đồn điền (cao su, dầu, dừa...) | Khử oxy của nước và cá chết, mùi khó chịu.                                                                                               |
| <b>Gây độc hại thức ăn cho người và động vật</b>        |                                                                                                                                          |
| Thuốc trừ sâu                                           | Tồn dư thuốc trừ sâu trong thức ăn.                                                                                                      |
| Nitrat                                                  | Gia tăng nitrat trong thức ăn, bệnh <i>Methaemoglobinaemia</i> ở động vật.                                                               |
| <b>Gây độc cho MT tự nhiên và nông trại</b>             |                                                                                                                                          |
| Thuốc trừ sâu                                           | Độc hại cho người, mùi khó chịu.                                                                                                         |
| Nitrat                                                  | Độc hại cho người và động vật.                                                                                                           |
| Amoniac sinh ra từ phân động vật và lúa                 | Hạn chế sự phát triển của quần xã thực vật có thể làm chết cây.                                                                          |
| Kim loại từ phế thải động vật                           | Làm tăng hàm lượng KLN trong đất.                                                                                                        |
| Mầm bệnh từ phế thải động vật                           | Độc hại cho sức khỏe người và động vật.                                                                                                  |
| <b>Gây hại cho khí quyển</b>                            |                                                                                                                                          |
| Amoniac sinh ra từ phân động vật và lúa                 | Mùi, là một phần của nguyên nhân gây mưa axit.                                                                                           |
| Nitơ oxit từ phân bón hoá học                           | Gây suy thoái tầng ôzôn và sự nóng lên của khí hậu toàn cầu.                                                                             |
| Metan từ động vật và ruộng lúa                          | Đóng vai trò làm nóng lên của khí hậu toàn cầu.                                                                                          |
| Sản phẩm đốt sinh khối (rơm rạ,...)                     | Làm tăng ô nhiễm ôzôn cục bộ của tầng đối lưu, tạo mưa axit. Suy thoái tầng ôzôn và làm khí hậu toàn cầu nóng lên, mùi khó chịu.         |
| <b>Gây độc trong nhà</b>                                |                                                                                                                                          |
| Amoniac từ phế thải động vật                            | Gây độc hại cho những người làm nông nghiệp, mùi khó chịu.                                                                               |
| Nitơ dioxit từ việc ủ tươi thức ăn cho động vật         | Gây độc hại cho sức khỏe những người làm nông nghiệp                                                                                     |

## 1. Các loại phân bón và vai trò của chúng

Các chất đưa vào đất có tác dụng trực tiếp cải thiện dinh dưỡng của cây trồng và cải thiện độ phì nhiêu đất gọi là phân bón. Phân bón được chia làm 2 nhóm chính:

– Nhóm phân khoáng: bao gồm phân nitơ, phân lân, phân kali, magiê, phân Bo, phân molipden và phân hỗn hợp.

– Nhóm phân hữu cơ: bao gồm phân chuồng, phân bắc, phân than bùn, phân xanh và phân rác.

Về ý nghĩa dinh dưỡng, phân bón được chia thành phân có tác dụng trực tiếp cung cấp các chất dinh dưỡng cho cây và phân bón có tác dụng gián tiếp được sử dụng để cải thiện tính chất đất (vôi).

Thực tiễn ở Việt Nam và nhiều nước trên thế giới cho thấy, phân bón đóng góp vào việc tăng tổng sản lượng lớn hơn nhiều so với tăng diện tích và tăng vụ. Kết quả theo dõi nhiều năm ở Việt Nam cũng cho thấy, cứ bón 1kg nitơ sẽ bội thu từ 10 – 15kg thóc (bảng 5.2).

**Bảng 5.2. Đóng góp của các nhân tố đối với tăng sản lượng trồng trọt**

| Khu vực                 | Đóng góp của nhân tố (%)   |                |         |
|-------------------------|----------------------------|----------------|---------|
|                         | Tăng năng suất do phân bón | Tăng diện tích | Tăng vụ |
| Châu Á                  | 69                         | 11             | 20      |
| Châu Phi                | 57                         | 26             | 17      |
| Châu Mỹ Latinh          | 49                         | 39             | 12      |
| 90 nước đang phát triển | 63                         | 22             | 15      |

Nguồn: FAO

Cũng nhờ đầu tư thâm canh phân bón và cấy các giống lúa mới, mà Việt Nam thuộc danh sách 10 nước có năng suất lúa cao nhất thế giới.

Về mối quan hệ giữa năng suất lúa và tổng lượng dinh dưỡng (N,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ ) trên 1 ha đã được thống kê ở một số nước Châu Á (bảng 5.3).

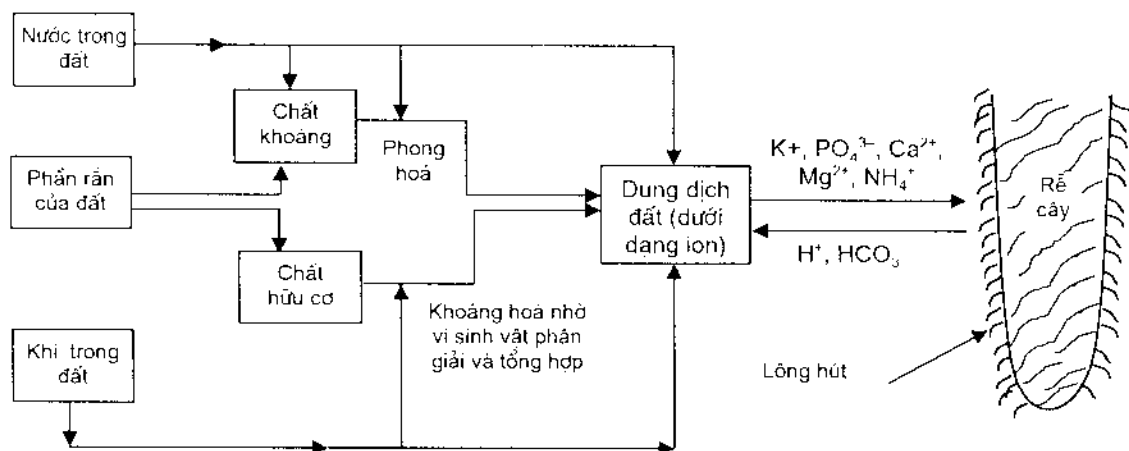
**Bảng 5.3. Lượng phân bón (N,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ )/ha và năng suất lúa ở một số nước**

| Quốc gia   | kg (N, $P_2O_5$ , $K_2O$ )/ha | Năng suất lúa (tạ/ha) |
|------------|-------------------------------|-----------------------|
| Hàn Quốc   | 456,6                         | 58,1                  |
| Trung Quốc | 302,7                         | 59,6                  |
| Malaixia   | 199,7                         | 31,6                  |
| Việt Nam   | 134,7                         | 34,5                  |
| Ấn Độ      | 7,2                           | 26,9                  |
| Thái Lan   | 54,4                          | 21,3                  |
| Philippin  | 54,0                          | 27,6                  |
| Lào        | 4,2                           | 23,2                  |
| Campuchia  | 2,8                           | 13,9                  |

## 2. Biến đổi của phân bón trong môi trường đất

Khi bón phân vào đất có 5 quá trình xảy ra:

- Thực vật hấp thụ.
- Đất giữ.
- Rửa trôi và mất chất dinh dưỡng do tiêu nước.
- Mất dinh dưỡng do bốc hơi vào khí quyển.
- Mất ở dạng rắn theo bề mặt do xói mòn và rửa trôi (hình 5.1).



**Hình 5.1. Quá trình hấp thụ chất dinh dưỡng của rễ cây trong đất**

Người ta tính rằng, cây trồng chỉ có thể hấp thụ từ 50 – 65% chất dinh dưỡng từ phân đạm vô cơ ở năm đầu, trong khi đó ở phân hữu cơ chỉ vào khoảng 20 – 30%. Do đó, liều lượng bón và thời gian bón là rất quan trọng phải đặc biệt chú ý. Tuy nhiên, việc sử dụng phân bón cũng đã làm xuất hiện mặt trái về vấn đề môi trường, nhất là khi chúng ta sử dụng không hợp lý. Hiện tượng xảy ra là: đất bị chua hoá,

hàm lượng các chất vôi giảm, kết cấu đất kém đi, hoạt động của các sinh vật trong đất giảm, có sự tích đọng nitrat, amoni, KLN ở một số vùng. Hiện tượng nhiễm bẩn đó cũng xảy ra với nước mặt và nước ngầm. Những vấn đề môi trường chính nảy sinh khi sử dụng không đúng phân bón là: Nếu sử dụng phân khoáng liên tục mà không chú trọng bón phân hữu cơ thì làm cho đất chua dần, đất chai cứng, giảm năng suất cây trồng. Do đó, tốt nhất phân khoáng nên trộn với phân chuồng. Phân chuồng và các phân hữu cơ khác cần phải ủ trước. Vì sau khi ủ, nhất là ủ xốp để đưa nhiệt độ trong đống phân lên cao ( $> 50^{\circ}\text{C}$ ) thì các mầm bệnh do ký sinh trùng gây ra trong đống phân đã bị tiêu diệt, hạt cỏ dại đã mất sức nảy mầm, trứng ruồi muỗi cũng ung hết. Phân dùng được an toàn hơn (hình 5.2).

Mặt khác, khi ủ, các chất xơ, các chất hữu cơ phức tạp bị phân giải để cung cấp năng lượng cho VSV sinh sôi nảy nở và tổng hợp các chất đạm mới (bảng 5.4).

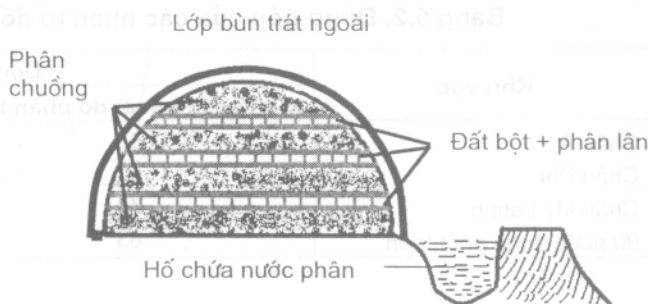
**Bảng 5.4. Sự chuyển hoá của phân chuồng khi ủ (% chất khô)**

| Thành phần         | Ngày phân tích (ngày) |      |      |      |      |
|--------------------|-----------------------|------|------|------|------|
|                    | 0                     | 39   | 96   | 157  | 290  |
| Các chất xơ        | 27,5                  | 23,2 | 16,0 | 7,0  | 6,0  |
| Chất hữu cơ có đạm | 6,8                   | 7,0  | 14,8 | 18,6 | 16,4 |
| Chất khoáng        | 9,1                   | 13,6 | 20,0 | 22,2 | 19,3 |

Trong những năm gần đây người ta đặc biệt quan tâm đến các nguyên tố kim loại nặng (KLN) đi vào dây chuyền thực phẩm của con người. Hàm lượng các KLN trong một số phân bón thông thường ở bảng 5.5.

**Bảng 5.5. Hàm lượng các KLN trong một số phân bón thông thường (mg/kg)**

| Nguyên tố      | Bùn thải hố xí | Phân chuồng | Phân lân   | Vôi        | Phân đạm   |
|----------------|----------------|-------------|------------|------------|------------|
| As (Acsen)     | 2 – 26         | 3 – 25      | 2 – 1.200  | 0,1 – 24,0 | 2,2 – 120  |
| Cd (Cadimi)    | 2 – 1.500      | 0,3 – 0,8   | 0,1 – 170  | 0,04 – 0,1 | 0,05 – 8,5 |
| Cr (Crôm)      | 20 – 40.600    | 5,2 – 55    | 66 – 245   | 10 – 15    | 3,2 – 19   |
| Co (Côban)     | 2 – 260        | 0,3 – 24    | 1 – 12     | 0,4 – 3    | 5,4 – 12   |
| Cu (Đồng)      | 5 – 3.300      | 2 – 60      | 1 – 300    | 2 – 125    | < 1 – 15   |
| Hg (Thuỷ ngân) | 0,1 – 55       | 0,09 – 0,2  | 0,01 – 1,2 | 0,05       | 0,3 – 2,9  |
| Ni (Niken)     | 16 – 5.300     | 7,8 – 30    | 7 – 38     | 10 – 20    | 7 – 34     |
| Pb (Chì)       | 50 – 3.000     | 6,6 – 15    | 7 – 225    | 20 – 1.250 | 2 – 27     |
| Zn (Kẽm)       | 700 – 49.000   | 15 – 250    | 50 – 1.450 | 10 – 450   | 1 – 42     |



**Hình 5.2. Mô hình ủ phân**

Như vậy, hàm lượng các KLN trong bùn thải các hồ xí là cao nhất, phân lân chứa nhiều Cd, còn phân chuồng chứa KLN ở mức là nguồn cung cấp dinh dưỡng vi lượng cho cây. Với phân lân, đặc biệt là supe lân có chứa một lượng KLN nhất định, chủ yếu là Cd. Tuy nhiên, do lượng sử dụng chưa cao nên nguy cơ ô nhiễm đất và nông sản bởi Cd chưa có.

Cùng với việc tăng cư dân đô thị thì lượng bùn thải hồ xí cũng tăng và được dùng làm phân bón. Người ta thấy, khả năng đồng hoá KLN trong bùn thải của cây giảm đi khi độ chua, hàm lượng chất hữu cơ và tỷ lệ sét trong đất tăng. Do đó, bùn thải hồ xí phải được ủ với phân hữu cơ và bón cho những chân đất thịt, đất sét, không bón cho đất cát.

### 3. Tình hình sản xuất phân bón ở Việt Nam

Ở Việt Nam, theo số liệu của Vụ Khoa học Công nghệ và Chất lượng sản phẩm, Bộ NN&PTNT, hiện nay có trên 100 doanh nghiệp đầu mối và các thành phần kinh tế tham gia vào mạng lưới phân bón (sản xuất, kinh doanh và tiêu thụ) và đã đưa ra thị trường tiêu thụ ít nhất 1.420 loại phân bón gồm 6 loại chính (bảng 5.6).

**Bảng 5.6. Các loại phân bón được sử dụng ở Việt Nam**

| TT | Loại                   | Số loại |
|----|------------------------|---------|
| 1  | Phân đơn               | 17      |
| 2  | NPK                    | 1.084   |
| 3  | Hữu cơ – khoáng        | 79      |
| 4  | VSV                    | 20      |
| 5  | Trung lượng – vi lượng | 60      |
| 6  | Khác                   | 160     |

Hầu hết các loại phân bón đơn nhập khẩu hoặc do các doanh nghiệp công nghiệp trong nước sản xuất đều đảm bảo đúng chất lượng. Trong khi đó chất lượng các loại phân bón N-P K, hữu cơ sinh học, hữu cơ khoáng lại đang là vấn đề nổi cộm gây nhức nhối cho người tiêu dùng và trong một chừng mực nào đó ảnh hưởng rất lớn đến MT nông nghiệp nói chung và sản xuất kinh doanh nói riêng.

Về chất lượng phân bón qua các đợt kiểm tra của các chi cục tiêu chuẩn đo lường chất lượng cho thấy chất lượng phân bón trên thị trường rất đáng lo ngại (bảng 5.7).

**Bảng 5.7. Tình hình phân phức hợp trên thị trường**

| Cơ sở kiểm định                                                       | Số mẫu kiểm tra | Số mẫu không đạt | Tỷ lệ không đạt |
|-----------------------------------------------------------------------|-----------------|------------------|-----------------|
| 5 Sở NN & PTNT (Hải Dương, An Giang, Tiền Giang, Bến Tre, Thái Bình). | 218             | 86               | 40%             |
| 9 Chi cục Tiêu chuẩn Đo lường Chất lượng.                             | 267             | 124              | 46%             |
| Bộ NN & PTNT.                                                         | 26              | 21               | 80%             |

Ngoài ra, ở miền Bắc Việt Nam còn tồn tại tập quán sử dụng phân Bắc, phân chuồng tươi vào canh tác. Ở ĐBSCL, phân tươi được coi là nguồn thức ăn cho cá, gây ô nhiễm MT đất, nước và ảnh hưởng đến sức khỏe con người.

### 4. Sử dụng phân bón hoá học ở Việt Nam

Nhìn chung, lượng phân bón hoá học ở nước ta sử dụng còn ở mức trung bình cho lúa gieo trồng, bình quân 80 – 90kg/ha (cho lúa là 150 – 180kg/ha), so với Hà Lan 758kg/ha, Nhật

430kg/ha. Hàn Quốc - 467kg/ha, Trung Quốc - 390kg/ha. Tuy nhiên lại gây sức ép đến MT nông nghiệp và nông thôn với 3 lý do:

- Sử dụng không đúng kỹ thuật nên hiệu lực phân bón thấp.
- Bón phân không cân đối, nặng về sử dụng phân đạm (bảng 5.8).
- Chất lượng phân bón không đảm bảo, các loại phân bón N - P - K, hữu cơ vi sinh, hữu cơ khoáng do các cơ sở nhỏ lẻ sản xuất trôi nổi trên thị trường không đảm bảo chất lượng đáng kể, nhãn mác bao bì nhái, đóng gói không đúng khối lượng đang là những áp lực chính cho nông dân và môi trường đất.

**Bảng 5.8. Số lượng phân bón hoá học được sử dụng ở Việt Nam qua các năm**

Đơn vị: 1.000 tấn dinh dưỡng

| Năm       | N       | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O | NPK<br>(kg/ha) | Tổng<br>N+ P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> +K <sub>2</sub> O | Tỷ lệ<br>N: P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> : K <sub>2</sub> O |
|-----------|---------|-------------------------------|------------------|----------------|------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|
| 2000/2001 | 1.245,0 | 475,0                         | 390,0            | 171,5          | 211,0                                                      | 1: 0,38: 0,31                                                |
| 2001/2002 | 1.071,4 | 620,2                         | 431,9            | 165,5          | 2.123,5                                                    | 1: 0,58: 0,40                                                |
| 2002/2003 | 1.251,8 | 668,0                         | 411,0            | 179,7          | 2.330,8                                                    | 1: 0,53: 0,33                                                |
| 2003/2004 | 1.317,5 | 733,2                         | 480,0            |                | 2.530,7                                                    | 1: 0,56: 0,36                                                |
| 2004/2005 | 1.385,5 | 806,6                         | 516,0            |                | 2.708,1                                                    | 1: 0,58: 0,37                                                |

Nguồn: Bùi Huy Hiển, 2005

Người ta tính rằng cây trồng chỉ có thể hấp thụ từ 50 – 65% chất dinh dưỡng từ phân đạm vô cơ ở năm đầu, trong khi đó ở phân hữu cơ chỉ vào khoảng 20 – 30%. Do đó, hiệu lực bón và thời gian bón là rất quan trọng phải đặc biệt chú ý. Tuy nhiên việc sử dụng phân bón cũng đã làm xuất hiện mặt trái về vấn đề môi trường, nhất là khi chúng ta không sử dụng đúng. Theo ước tính năm 2007 của Bộ NN&PTNT, có khoảng 60 – 65% lượng phân đạm không được cây trồng hấp thụ (tương ứng với 1,77 triệu tấn urê, 55 – 60% lượng lân tương đương với 2,07 triệu tấn supe lân và 55 – 60% lượng kali tương đương với 344 nghìn tấn kali clorua được bón vào đất nhưng chưa được cây trồng sử dụng). Trong số phân bón chưa được cây sử dụng, một phần còn lại ở trong đất, một phần bị rửa trôi theo nước mặt do mưa, theo các công trình thủy lợi ra các ao, hồ, sông suối gây ô nhiễm nguồn nước mặt. Một phần bị rửa trôi theo chiều dọc xuống nguồn tầng nước ngầm và một phần bị bay hơi do tác động của nhiệt độ hay quá trình phản nitrat hoá gây ô nhiễm không khí (bảng 5.9).

**Bảng 5.9. Lượng phân bón hằng năm cây trồng chưa sử dụng được**

(Đơn vị tính: nghìn tấn N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O)

| Năm  | N     | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O | N+P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> +K <sub>2</sub> O |
|------|-------|-------------------------------|------------------|---------------------------------------------------|
| 1985 | 205,4 | 54,6                          | 21,5             | 281,5                                             |
| 1990 | 255,2 | 63,4                          | 17,5             | 336,2                                             |
| 1995 | 499,0 | 193,2                         | 52,8             | 734,2                                             |
| 2000 | 799,2 | 300,6                         | 270,0            | 1.369,8                                           |
| 2005 | 693,1 | 332,5                         | 212,6            | 1.238,2                                           |
| 2007 | 814,5 | 330,7                         | 309,9            | 1.455,1                                           |

Nguồn: Cục Thống trị, Bộ NN&PTNT, 2009

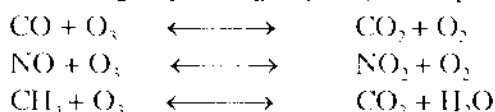
Hiện tượng xảy ra là: đất bị chua hoá, hàm lượng các chất vôi giảm, kết cấu đất kém đi, hoạt động của các sinh vật trong đất giảm, có sự tích đọng nitrat, amôni, kim loại nặng ở một số vùng. Hiện tượng nhiễm bẩn đó cũng xảy ra với nước mặt và nước ngầm. Nếu sử dụng phân

khoáng liên tục mà không chú trọng bón phân hữu cơ thì làm cho đất chua dần, đất chai cứng, giảm năng suất cây trồng. Do đó, tốt nhất phân khoáng nên trộn với phân chuồng đã hoai.

## II- TÁC ĐỘNG CỦA PHÂN BÓN ĐẾN MÔI TRƯỜNG

### 1. Ảnh hưởng của phân bón tới khí quyển

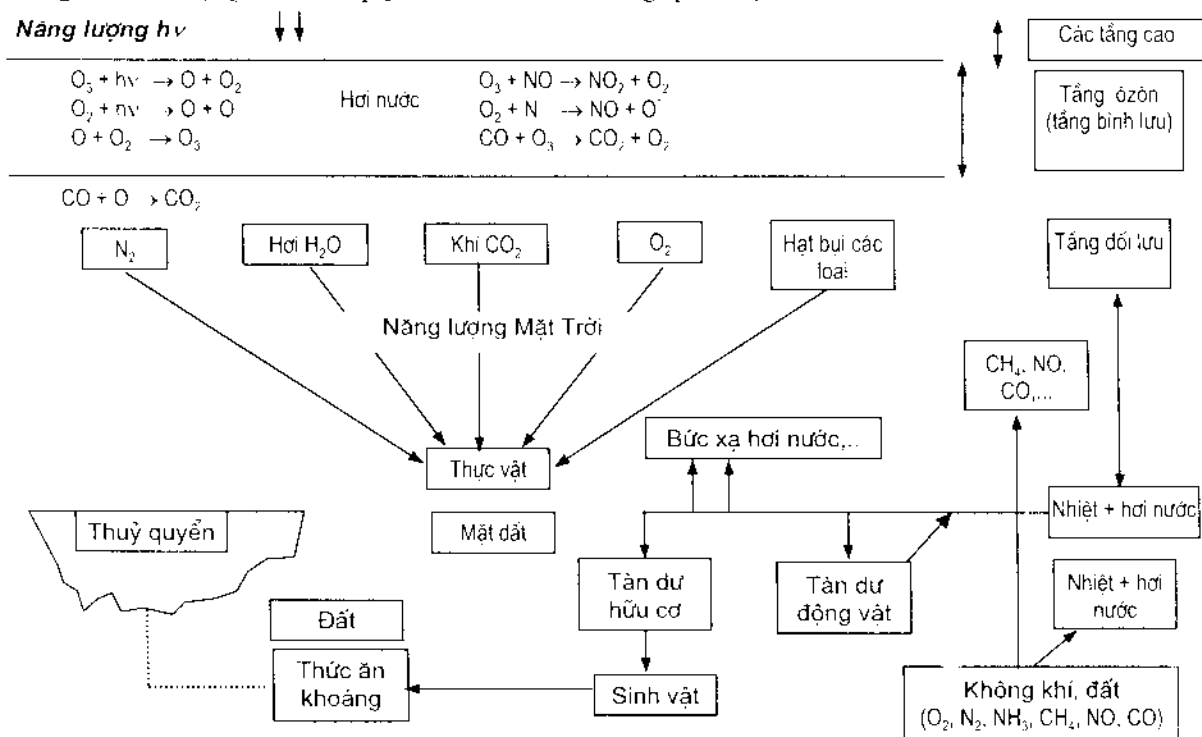
Ngoài những ảnh hưởng của công nghiệp, giao thông, hoạt động nông nghiệp, lâm nghiệp có ảnh hưởng không nhỏ đến khí quyển. Hiệu ứng lớn nhất mà nông, lâm nghiệp tác động vào khí quyển là các chất thải  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ . Riêng khí mêtan, hằng năm trên thế giới thải khoảng 250 triệu tấn, trong đó các hoạt động nông, lâm nghiệp chiếm 40 – 46%. Hệ quả của lượng khí  $\text{CH}_4$  là tạo ra hiệu ứng nhà kính. Các khí thải  $\text{NO}$ ,  $\text{CO}$  là tác nhân làm suy giảm tầng ôzôn vì khi bay hơi vào tầng này chúng thực hiện các quá trình:



Sự suy giảm tầng ôzôn, hiệu ứng nhà kính đã gây tác hại to lớn đến Trái Đất vì quá trình hạn chế sự sinh trưởng và năng suất các loại cây trồng. Mặt khác, ảnh hưởng đến phân hơi nước của tầng khí quyển, hệ quả của các quá trình đó làm Trái Đất nóng lên. Tác động ngược lại của hiệu ứng nhà kính là hạn hán, cháy rừng, SMU,...

Tất nhiên hậu quả trên đây không chỉ do ngành nông, lâm nghiệp gây ra mà còn nhiều nguyên nhân khác.

HST đất là một hệ trực tiếp mà con người tồn tại và phát triển. Tuy nhiên, nó không phải là một hệ cô lập mà gắn liền với hệ khí, vì thế nó đồng thời chịu ảnh hưởng của khí quyển và đồng thời tác động vào khí quyển. Có thể hình dung quan hệ đó theo hình 5.3.

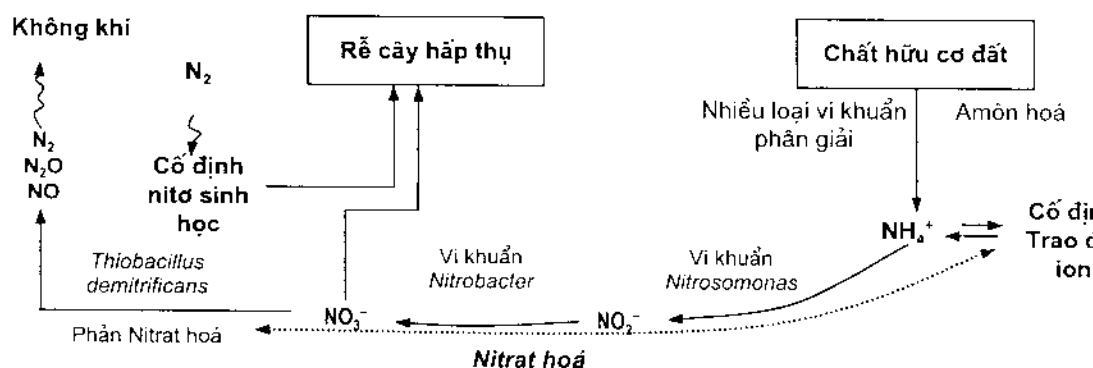


Hình 5.3. Mối quan hệ giữa hệ sinh thái và khí quyển

Theo sơ đồ tổng quát, có thể hình dung một cân bằng tồn tại giữa Trái Đất với phần khí quyển, sự tồn tại cân bằng giữa nhiều yếu tố trong Trái Đất (bao gồm chủ yếu là địa quyển, thủy quyển, sinh quyển). Những sự chuyển hoá từ phần rắn (phân bón, hữu cơ, rác thải, bã thải....) với phần lỏng và phần khí là không thể tách rời và luôn chịu ảnh hưởng của nhiều yếu tố từ khí quyển và ngược lại. Cân bằng này cần được bảo vệ và tạo điều kiện để nó tồn tại và phát triển một cách bền vững.

## 2. Ô nhiễm môi trường đất từ phân bón hoá học

Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) là yếu tố cần thiết cho sinh trưởng và phát triển của nhiều loài cây trồng. Đồng thời  $\text{NO}_3^-$  cũng được xem là mối đe dọa cho sức khỏe con người và tính trong sạch của các nguồn nước tự nhiên. Tính trung bình, khi bón phân đạm vào đất, thực vật hấp thụ khoảng 50 – 60%, số còn lại sẽ phân tán vào các nguồn khác (hình 5.4).



Hình 5.4. Diễn biến của nitơ khi bón vào đất

Nguồn: Ross, 1989

Mặc dù nitơ thực vật rất cần, nhưng nó gần như không bị đất hấp phụ và luôn tồn tại trong dung dịch đất dưới dạng ion  $\text{NO}_3^-$  dễ linh động, dễ bị rửa trôi đi vào các nguồn nước. Kết quả nghiên cứu của Russel (1972) ở 18 con sông của nước Anh cho thấy hệ số tương quan giữa sự gia tăng hàm lượng  $\text{NO}_3^-$  ở nước sông và mức độ sử dụng phân đạm có tương quan dương  $R = 0,7$ . Trong nước ao hồ, nồng độ nitơ dạng nitrat ( $\text{N} - \text{NO}_3^-$ ) có thể thay đổi từ 0 – 4mg/l; đôi khi có thể tới 1 mg/l (bảng 5.10).

Bảng 5.10. Liều lượng bón phân đạm và sự tích lũy  $\text{NO}_3^-$  trong nước ngầm và nước mặt

| Liều lượng<br>bón phân đạm | $\text{N} - \text{NO}_3^-$<br>trong nước ngầm (mg/l) | $\text{N} - \text{NO}_3^-$<br>trong nước bề mặt (mg/l) |
|----------------------------|------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| 129                        | 12,71                                                | 1,40                                                   |
| 170                        | 18,84                                                | 1,67                                                   |
| 35                         | 9,50                                                 | 0,39                                                   |
| 52                         | 8,47                                                 | 0,60                                                   |
| 50                         | 8,16                                                 | 0,50                                                   |
| 24                         | 7,18                                                 | 1,02                                                   |

Những kết quả nghiên cứu khác bằng nguyên tử "đánh dấu" đã khẳng định,  $\text{N} - \text{NH}_4^+$  trong nước cũng có nguồn gốc chủ yếu từ nitơ bón vào đất. Như vậy, nguồn gốc  $\text{NO}_3^-$  trong nước là do bón phân vô cơ và hữu cơ, đặc biệt khi người nông dân không biết cách bón, bón không đều và bón thúc vào thời kỳ cây không cần. Ở các nước công nghiệp phát triển, một lượng đáng kể

$\text{NO}_3^-$  được lắng đọng từ khí quyển, còn ở các nước vùng nhiệt đới  $\text{NO}_3^-$  cũng lắng đọng do mưa giông, sấm sét.

### a) Nitrat và hội chứng trẻ xanh

Nitrat không phải là vấn đề mới, cách đây hàng trăm năm, người ta đã ghi nhận nồng độ cao của nó trong các giếng nước ăn. Nhưng điều phát hiện mới nhất là  $\text{NO}_3^-$  có liên quan tới sức khoẻ cộng đồng và biểu hiện qua hai loại bệnh:

– Methaemoglobinaemia: Hội chứng trẻ xanh ở trẻ sơ sinh.

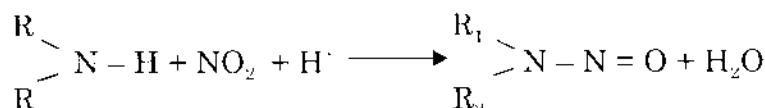
Ung thư dạ dày ở người lớn.

Thực ra  $\text{NO}_3^-$  không độc, nhưng khi nó bị khử thành nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ) trong cơ thể thì nó trở nên rất độc.

Methaemoglobinaemia: Hội chứng trẻ xanh thường xảy ra khi đứa trẻ dưới 10 tuổi. Các VK trong dạ dày khử  $\text{NO}_3^-$  thành  $\text{NO}_2^-$  và xâm nhập vào máu, nó phản ứng với haemoglobin chứa  $\text{Fe}^{2+}$  là phân tử có chức năng vận chuyển oxy đi khắp cơ thể. Một ion  $\text{Fe}^{2+}$  có rất ít năng lực vận chuyển oxy trong máu và do đó gây nên sự tắc nghẽn hoá học. Trẻ sơ sinh thường rất nhạy bén với bệnh này, bởi vì haemoglobin bào thai có ái lực với  $\text{NO}_2^-$  mạnh hơn haemoglobin thông thường được xuất hiện trong khoảng khắc trong các mạch máu. Do đó, dạ dày của chúng không đủ độ axit để ngăn cản các VK biến đổi  $\text{NO}_3^-$  thành  $\text{NO}_2^-$ .  $\text{NO}_2^-$  còn làm trầm trọng thêm bệnh viêm dạ dày và đường ruột. Ở Hungari, từ năm 1976 – 1982 đã có 1.300 người chết, nguyên nhân do các nguồn nước có chứa  $\text{NO}_3^-$ . Ở Mỹ cũng đã xuất hiện methaemoglobinaemia nước giếng, vì 98% giếng nước do tư nhân đào sát gần với các nguồn gây ô nhiễm do phân động vật và phân người, làm xuất hiện không những  $\text{NO}_3^-$  mà còn có cả *E.coli* và các loại VK gây hại khác.

### b) $\text{NO}_2^-$ và ung thư dạ dày

Ung thư dạ dày gây suy nhược, đau đớn và chết. Bệnh này cũng liên quan tới hàm lượng  $\text{NO}_2^-$  trong nước. Mối liên quan này được giải thích là  $\text{NO}_2^-$  sinh ra từ  $\text{NO}_3^-$ , phản ứng với một loại amin thứ sinh xuất hiện khi phân huỷ mỡ hoặc protein ở bên trong dạ dày và tạo ra hợp chất N – nitroso (là hợp chất gây ung thư) có công thức:



Vì tính chất nguy hiểm của  $\text{NO}_3^-$  đối với sức khoẻ nên cộng đồng Châu Âu quy định mức chuẩn cho nước uống là  $11,3\text{g N/m}^3$  (tương đương với  $50\text{g NO}_3^-/\text{m}^3$ ), giá trị tối ưu là không quá  $5,6\text{g N/m}^3$  (tương đương với  $2,5\text{g NO}_3^-/\text{m}^3$ ).

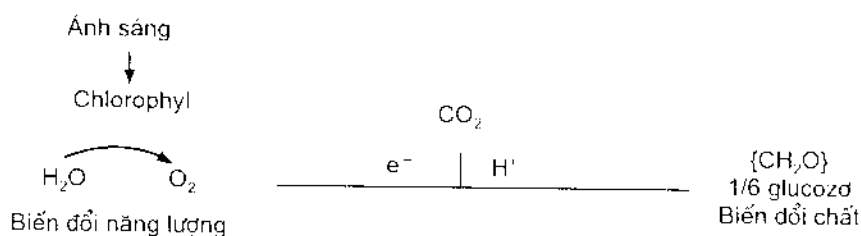
## 3. Phú dưỡng và sự suy giảm chất lượng các nguồn nước

Phú dưỡng là sự gia tăng hàm lượng nitơ và phospho trong lượng nước nhập vào các thủy vực, gây sự tăng trưởng của các loại thực vật bậc thấp (rong, tảo,...). Nó tạo ra những biến đổi lớn trong HST nước, làm giảm oxy trong nước. Do đó làm chất lượng nước bị suy giảm và ô nhiễm.

Cơ sở sinh hoá của hiện tượng phú dưỡng là phản ứng quang hoá (photosynthesis). Đây là phản ứng phức tạp xảy ra theo nhiều bước: Trước hết, các chất diệp lục (chlorophyll) và các sắc



tố (pigment) trong cây xanh hấp thụ ánh sáng để tổng hợp nên các chất hữu cơ từ  $H_2O$  và  $CO_2$ . Tiếp theo quá trình biến đổi sinh hoá, tổng hợp nên các tế bào. Ta có thể mô tả quá trình quang hoá như sau:

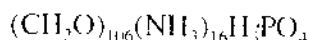


Phản ứng quang hoá có thể chia thành 2 bước:

- Quang năng được chuyển thành hoá năng (biến đổi năng lượng) để thực hiện các phản ứng hoá học.

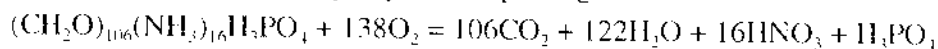
- Cacbon vô cơ chuyển hoá thành cacbon hữu cơ (biến đổi chất) và dạng đầu tiên được hình thành là glucôzơ, sau đó chuyển thành phân tử của tế bào. Thành phần chủ yếu của rong, tảo và cây xanh là các nguyên tố C, H, O. Thông thường lượng C, H và O trong cây xanh và rong tảo chiếm 98% khối lượng tươi mà nguồn cung cấp các nguyên tố này chủ yếu từ khí cacbonic và nước. Ngoài ra, còn có những nguyên tố đa lượng và vi lượng cũng tham gia vào cấu trúc tế bào.

Với thực vật phù du, một phân tử có thể được mô tả bằng công thức:



Từ công thức trên cho thấy, tỷ số C: N: P là 106: 16: 1. Tỷ số N: P được gọi là "giá trị biên độ đỏ – redfield value". Giá trị này biểu thị lượng cần thiết N và P để tạo nên rong tảo. Dựa vào giá trị này trong MT nước, ta có thể biết yếu tố nào là yếu tố hạn chế tiềm năng phát triển rong tảo. Để thuận tiện cho việc tính toán chuyển giá trị biên độ đỏ từ nguyên tử gam sang mg/l ta có N: P = 7: 1. Do đó, nếu tỷ lệ N: P > 7 thì P trở thành yếu tố hạn chế và ngược lại N: P < 7 thì N trở thành yếu tố hạn chế.

Do môi trường nước có chứa các chất dinh dưỡng N và P làm cho thực vật phù du phát triển mạnh, tăng sinh khối, đặc biệt là tảo que (*Filamentous algae*), tảo xanh hoa (*green algal bloom*) và nhiều loài tảo độc khác. Hàm lượng chất diệt lục cũng tăng lên đáng kể và bị thổi rửa, phân huỷ dẫn đến làm giảm nghiêm trọng hàm lượng oxy hoà tan trong nước, một yếu tố cơ bản của quá trình tự làm sạch của môi trường nước, đặc biệt là ở những nơi có độ sâu đáng kể. Sự phân huỷ của tảo là một trong những nguyên nhân chính gây ra sự thiếu oxy nghiêm trọng trong nước. Quá trình này xảy ra theo phương trình:



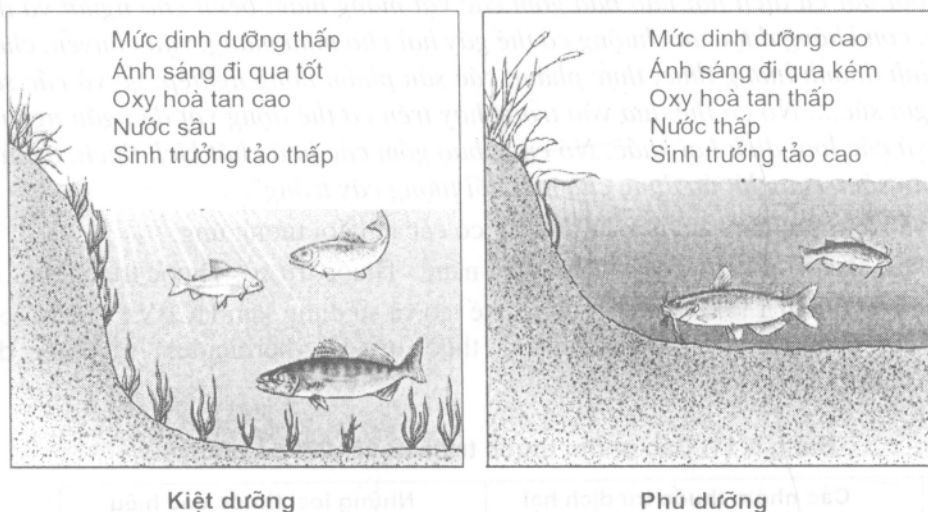
Từ phản ứng này, cứ 1 phân tử thực vật phù du đã sử dụng 276 nguyên tử oxy để tiến hành phản ứng phân huỷ và giải phóng một lượng đáng kể axit và  $CO_2$  vào nguồn nước làm giảm pH của nước, nước bị nhiễm bẩn và có mùi hôi thối, cá chết hàng loạt.

Nguyên nhân của hiện tượng phú dưỡng là các nguồn thải có chứa N và P. Người ta chia ra:

- Nguồn điểm (Land point sources): Các nguồn thải từ các hệ thống cống rãnh trong các khu thị trấn, thành phố, các khu công nghiệp. Nguồn thải này phụ thuộc rất nhiều vào mức sống của nhân dân và chuẩn mực vệ sinh trong khu vực. Ngoài ra, phospho lại được sử dụng rất nhiều trong phân bón và trong bột giặt.

– Nguồn diện hay phân tán (Land non – point or diffuse sources): Khu vực này rất rộng lớn, bao gồm các khu vực sản xuất nông nghiệp, lâm nghiệp và các vùng chảy tràn từ khu đô thị (hình 5.5). Cụ thể là:

- + Vùng canh tác: Phân bón, xói mòn.
- + Khu chăn thả: Phân súc vật và các sản phẩm thối rữa, xói mòn.
- + Các khu vực sản xuất sữa và các sản phẩm sữa.
- + Nước thải dân dụng trong khu vực.



Hình 5.5. Phú dưỡng và Kiệt dưỡng

Rõ ràng, việc sử dụng phân đạm và phân lân trong nông nghiệp xúc tiến quá trình phú dưỡng trong các hồ chứa ở Thụy Sĩ, Thụy Điển, Bắc Mỹ và rất nhiều nước ở Châu Âu. Ngày nay, rất nhiều các vùng cửa sông và các vịnh đã bị nhiễm nặng các sản phẩm phân bón trong lục địa. Đó là các miền Duyên Hải Bắc và Nam Mỹ; Châu Phi, Ấn Độ; Đông Nam Á, Úc, Trung Quốc và Nhật Bản. Hiện nay, sự phú dưỡng vùng biển đã trở thành một vấn đề nghiêm trọng có tầm vóc toàn cầu. Ở một số nước công nghiệp phát triển, người ta đã nghiên cứu các hợp phân góp vào phú dưỡng. Ví dụ: ở Thụy Điển, năm 1989, khoảng 26% tổng nitơ gây ô nhiễm các vùng biển có nguồn gốc từ nông nghiệp; 23% từ rừng và ngành lâm nghiệp; 10% lắng đọng từ khí quyển; 8% từ đất ngập nước; 19% từ nước thải đô thị và nông thôn; 4% từ công nghiệp và 10% từ các nguồn khác. Phân đạm không phải là nguồn gây phú dưỡng duy nhất mà còn rất phổ biến đối với các bãi chăn nuôi. Chất thải từ các bãi thải này trở thành nguồn chủ yếu gây ô nhiễm nước ở nhiều nước công nghiệp hoá. Ví dụ: ở nước Anh và xứ Wales, thì các bãi chăn thả đóng góp tới 20% vào hiện tượng phú dưỡng. Theo WHO, nước không thể dùng để uống khi nồng độ  $\text{NO}_3^- > 45\text{ppm}$ . Cộng đồng Châu Âu đã đưa ra khuyến cáo "Khi ở một vùng nào đó có nồng độ  $\text{NO}_3^-$  trong nước mặt hoặc nước ngầm  $> 50\text{mg/l}$  thì được coi là vùng "dễ bị tổn thương" và ở các vùng đó bắt buộc phải giới hạn những hoạt động bón phân trong nông nghiệp.

### III- TÁC ĐỘNG CỦA HOÁ CHẤT BVTV ĐẾN MÔI TRƯỜNG ĐẤT

#### 1. Khái niệm

Theo TS. Marcus Theurig (2002), nếu không sử dụng hoá chất BVTV thì loài người cần đến 3 lần diện tích trồng cây như hiện nay. Vì vậy, HCBVTV cùng với phân bón hoá học là những

phát minh quan trọng nhằm đảm bảo an ninh lương thực cho loài người. Tuy nhiên, mặt trái của HCBVTV là rất độc hại cho sức khỏe con người và có nguy cơ gây ô nhiễm môi trường cao.

Hoá chất BVTV là các loại hoá chất có nguồn gốc tự nhiên hoặc tổng hợp bằng con đường công nghiệp dùng để phòng, chống hoặc tiêu diệt những sinh vật gây hại mùa màng trong nông, lâm nghiệp hoặc gây bệnh đối với sức khỏe con người. Theo định nghĩa của tổ chức nông lương thế giới (FAO) thì "Hoá chất BVTV được hiểu theo nghĩa rộng là chất diệt hại, 'Pesticides', tức là tất cả các chất hoặc hỗn hợp các chất được sử dụng để ngăn ngừa, tiêu diệt hoặc kiểm soát bất cứ dịch hại nào bao gồm các vật mang mầm bệnh cho người và động vật; các loài cây, con không được ưa chuộng có thể gây hại cho mùa màng, vận chuyển, chế biến và bảo quản, kinh doanh lương thực, thực phẩm, các sản phẩm nông nghiệp, gỗ và các sản phẩm gỗ, thức ăn gia súc.... Nó có thể đưa vào trong hay trên cơ thể động vật để ngăn ngừa các côn trùng, nhện và các loại dịch hại khác. Nó cũng bao gồm các hoá chất kích thích, ngăn ngừa sự rụng quả, chín sớm, rụng lá, áp dụng cho mọi đối tượng cây trồng".

Căn cứ vào loại sâu hại cần diệt, HCBVTV có các tên gọi tương ứng:

- Thuốc trừ sâu; Thuốc trừ bệnh; Thuốc trừ nấm; Thuốc trừ cỏ; Thuốc trừ chuột,...

Hiện nay có hơn 1.000 hợp chất được chế tạo và sử dụng làm HCBVTV. Các loại thông thường nhất là: Thuốc trừ sâu (insecticides); thuốc trừ cỏ (herbicides) và thuốc diệt nấm (fungicides) (bảng 5.11).

**Bảng 5.11. Các nhóm thuốc trừ sâu và diệt cỏ chủ yếu**

| Các nhóm thuốc trừ dịch hại                                                                              | Những loại thuốc đặc hiệu                                                                                 |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1. Thuốc trừ sâu<br>- Clo hữu cơ<br>- Lân hữu cơ<br>- Cacbamat                                           | - DDT, Aldrin, Heptachlor<br>- Parathion, Malathion<br>- Cacbaryl, Cacbofuran                             |
| 2. Thuốc trừ cỏ<br>- Phenoxiaxetic<br>- Toluidin<br>- Triazin<br>- Phenyl urê<br>- Bipyridyl<br>- Glyxin | - 2,4 D; 2,4,5-T<br>- Trifuralin<br>- Alrazin, Simazin<br>- Fenuron<br>- Diquat, Paraquat<br>- Glyphosate |

## 2. Các dạng hoá chất BVTV

HCBVTV khi nhà máy sản xuất ra còn chứa phụ chất gọi là thuốc kỹ thuật. Khi thuốc kỹ thuật đã được khử phụ chất, gọi là thuốc tinh khiết, thuốc nguyên chất, hay còn gọi là hoạt chất – là thành phần gây hiệu lực chính đối với sinh vật hại, người ta viết tắt là: a.i. HCBVTV có các dạng sau:

- Thuốc sữa: còn gọi là thuốc nhũ dầu, viết tắt là EC hay ND. Thuốc ở thể lỏng, trong suốt, tan trong nước, dễ bắt lửa cháy. Thuốc sữa pha với nước để sử dụng.

Thuốc bột thấm nước: còn gọi là bột hoà nước viết tắt là WP, BTN. Thuốc ở dạng bột mịn, pha với nước thành dung dịch lơ lửng để sử dụng.

- Thuốc phun bột: viết tắt là DP, thường trộn với đất sét hoặc bột cao lanh. Thuốc ở dạng bột mịn, không tan trong nước, dùng để phun bột.

Thuốc dạng hạt: viết tắt là G hoặc H. Thuốc dạng hạt dùng để rắc hoặc phun.

- Các dạng thuốc khác: Thuốc dung dịch, viết tắt là SL hoặc DD và thuốc bột tan trong nước, viết tắt là SP. Thuốc dung dịch và thuốc bột tan trong nước thường pha với nước để sử dụng.

Do tính độc hại đối với con người, nên Tổ chức Y tế Thế giới đã phân chia thành các nhóm độc với những ký hiệu đặc trưng để mọi người dễ nhận biết (bảng 5.12).

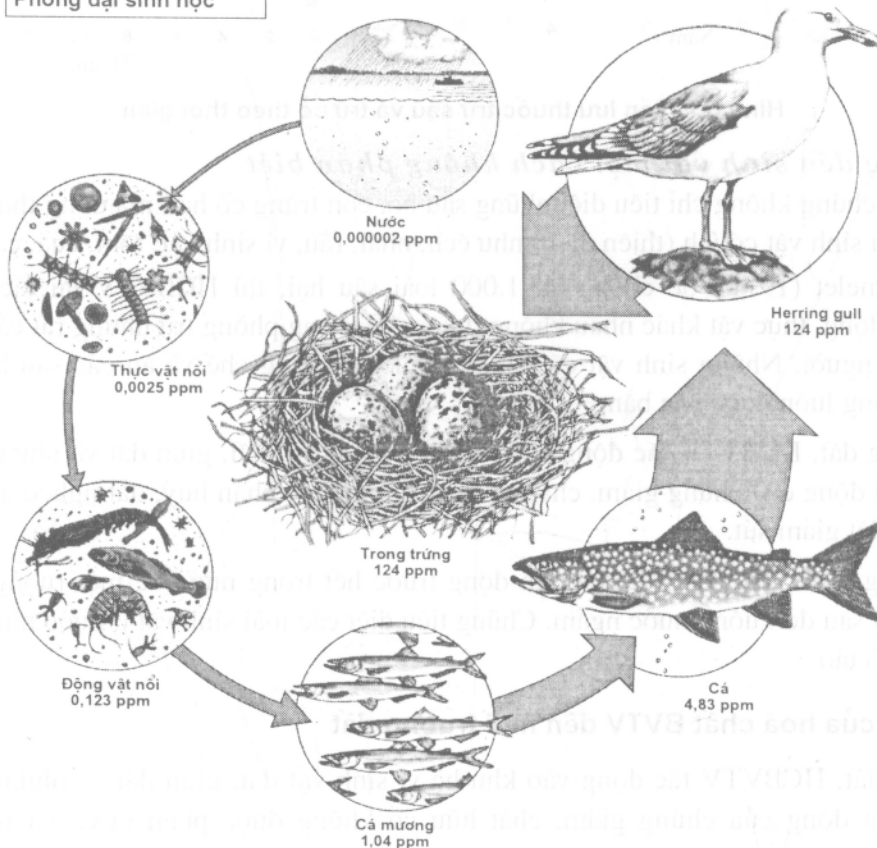
**Bảng 5.12. Phân chia nhóm độc theo Tổ chức Y tế Thế giới (WHO)**

| Phân nhóm và ký hiệu                        | Biểu tượng nhóm độc                        | Độc tính cấp LD50* (mg/kg chuột nhà) |               |             |             |
|---------------------------------------------|--------------------------------------------|--------------------------------------|---------------|-------------|-------------|
|                                             |                                            | Qua miệng                            |               | Qua da      |             |
|                                             |                                            | Thể rắn                              | Thể lỏng      | Thể rắn     | Thể lỏng    |
| Ia – Rất độc<br>(chữ đen nền đỏ)            | Đầu lâu xương chéo<br>(đen trên nền trắng) | 5                                    | 20            | 10          | 40          |
| Ib– Độc (chữ đen nền đỏ)                    | Đầu lâu xương chéo<br>(đen trên nền trắng) | 5 – 50                               | 20 – 200      | 10 – 100    | 40 – 400    |
| II – Độc trung bình (chữ đen trên nền vàng) | Chữ thập đen trên nền trắng                | 50 – 500                             | 200 – 2.000   | 100 – 1.000 | 400 – 4.000 |
| III – Độc ít (chữ đen nền xanh)             | Chữ thập đen trên nền trắng                | 500 – 2.000                          | 2.000 – 3.000 | 1.000       | 4.000       |
| IV – Nền xanh lá cây                        |                                            | > 2.000                              | > 3000        |             |             |

LD<sup>\*</sup> – Liều lượng gây chết 50% sinh vật thí nghiệm

Như vậy sau khi phun, HCBVTV có thể tích lũy lại không những trong đất mà cả trong nước bề mặt và nước ngầm, thậm chí trong các cặn lắng trầm tích và không khí. Sau đó HCBVTV xâm nhập vào chuỗi thức ăn và được tích tụ trong chuỗi thức ăn tạo lên sự tích lũy BVTV ở loài động vật bậc cao và được gọi là sự sinh học hay phóng đại sinh học (hình 5.6).

**Phóng đại sinh học**



**ình 5.6. Phóng đại sinh học trong chuỗi thức ăn**

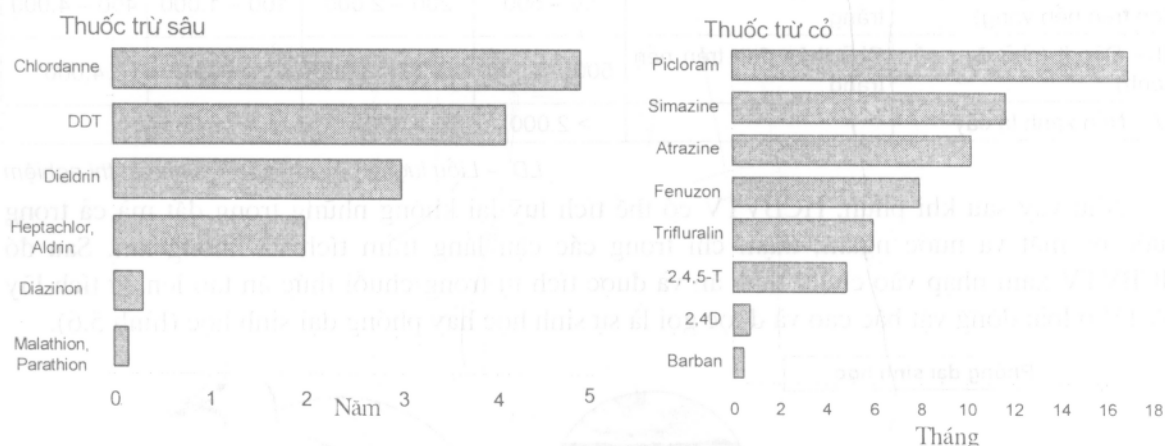
### 3. Đặc trưng các tác động của hoá chất BVTV

#### a) Rất độc đối các cơ thể sinh vật

Chúng thường tác động đến hệ thần kinh làm cho sinh vật uể oải, tê liệt và chết. Nếu dùng nhiều lần một loại thuốc thì côn trùng và sâu hại sẽ tạo ra sức đề kháng, trở dần với thuốc, làm xuất hiện những loài ký sinh trùng mới, buộc chúng ta phải dùng những loại thuốc đặc hiệu hơn, nồng độ cao hơn, số lần phun nhiều hơn và môi trường càng trở nên ô nhiễm.

#### b) Tồn dư lâu dài trong đất, trong nước

Sau đó qua chuỗi thức ăn sẽ xâm nhập vào cơ thể người gây nhiều tai biến. Như vậy, tác động của HCBVTV rất âm thầm, lặng lẽ, có tính ăn sâu, bào mòn và khi phát bệnh ở người rất khó cứu chữa (hình 5.7).



Hình 5.7. Tồn lưu thuốc trừ sâu và trừ cỏ theo thời gian

#### c) Tác động đến sinh vật một cách không phân biệt

Nghĩa là chúng không chỉ tiêu diệt những sâu bọ, côn trùng có hại, mà đồng thời cũng tiêu diệt nhiều loài sinh vật có ích (thiên địch) như ếch, nhái, rắn, vi sinh vật, tôm, cua, cá,...

Theo Pamelet (1971), để chống lại 1.000 loài sâu hại, thì HCBVTV lại tác động đến 100.000 loài động, thực vật khác nhau không thuộc đối tượng phòng trừ nhưng rất cần thiết cho đời sống con người. Những sinh vật có ích này thường khống chế và ăn các sâu hại giữ cho HST đồng ruộng luôn được cân bằng.

+ Ở trong đất, HCBVTV tác động vào khu hệ vi sinh vật đất, giun đất và những động vật khác làm hoạt động của chúng giảm, chất hữu cơ không được phân huỷ, đất nghèo dinh dưỡng, độ phì nhiêu đất giảm sút.

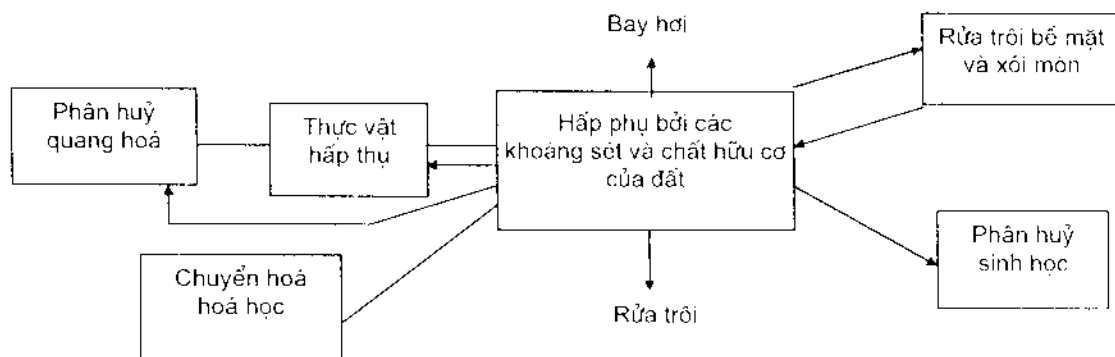
+ Ở trong nước, HCBVTV được tích đọng trước hết trong nước bề mặt ruộng lúa, sông ngòi, hồ ao và sau đó xuống nước ngầm. Chúng tiêu diệt các loài sinh vật ở nước như tôm, cua, cá, rong rêu và tảo.

### 4. Tác động của hoá chất BVTV đến môi trường đất

Ở trong đất, HCBVTV tác động vào khu hệ vi sinh vật đất, giun đất và những động vật khác làm hoạt động của chúng giảm, chất hữu cơ không được phân huỷ, đất nghèo dinh dưỡng. Ở trong nước, HCBVTV được tích đọng trước hết trong nước bề mặt ruộng lúa, sông

ngôi, hồ ao và sau đó xuống nước ngầm. Chúng tiêu diệt các loài sinh vật ở nước như tôm, cua, cá, rong rêu và tảo.

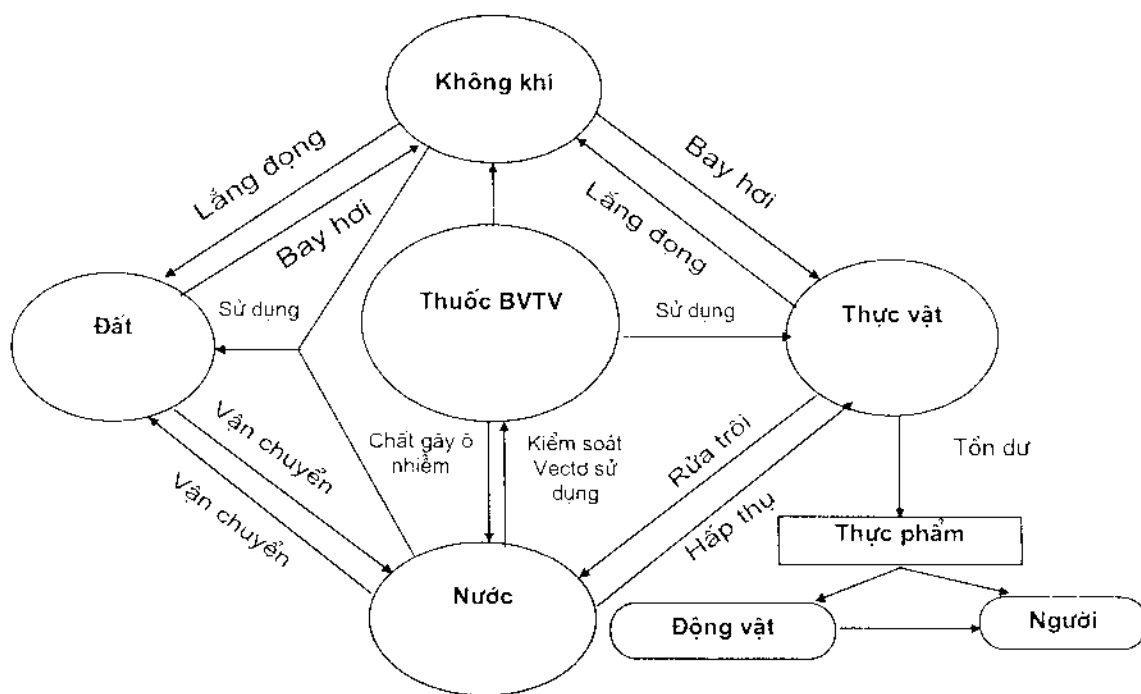
Khi phun HCBVTV, có khoảng 50% rơi vào đất. Ở trong đất, HCBVTV sẽ biến đổi và phân tán theo nhiều con đường khác nhau (hình 5.8).



**Hình 5.8. Sự biến đổi thuốc trừ sâu trong đất**

Nguồn: Ross, 1989

Như vậy sau khi phun, HCBVTV có thể tích lại không những trong đất mà cả trong nước bề mặt và nước ngầm, thậm chí trong các cặn lắng và không khí (hình 5.9).



**Hình 5.9. Tác động của HCBVTV đến môi trường**

Nguồn: Richardson, M.L. 1979

Việc sử dụng các loại HCBVTV trong nông nghiệp đã làm nảy sinh nhiều vấn đề về môi trường.

-- Sự tích lũy HCBVTV trong môi trường đất (bảng 5.13.).

**Bảng 5.13. Dư lượng HCBVTV trong một số đất ở Hà Nội**

| TT | Địa điểm lấy mẫu       | DDT        | Lindane    | Metylparathion | Monitor    |
|----|------------------------|------------|------------|----------------|------------|
| 1  | Yên Sở – Thanh Trì     | 0,002      | 0          | 0              | 0          |
| 2  | Vĩnh Quỳnh – Thanh Trì | 0          | 0,001      | 0              | 0          |
| 3  | Thanh Liệt – Thanh Trì | 0,001      | 0,001      | 0              | 0          |
| 4  | Mỹ Đình – Từ Liêm      | 0          | 0,007      | 0              | 0          |
| 5  | Minh Khai – Từ Liêm    | 0          | 0,003      | 0              | 0          |
| 6  | Uy Nỗ – Đông Anh       | 0,002      | 0,005      | 0              | 0          |
| 7  | Bắc Hồng – Đông Anh    | 0,002      | 0,005      | 0              | 0          |
| 8  | Vĩnh Ngọc – Đông Anh   | 0,007      | 0,007      | 0              | 0          |
| 9  | Cổ Bi – Gia Lâm        | 0          | 0,007      | 0              | 0          |
| 10 | Nam Hồng – Đông Anh    | 0,4        | –          | –              | 0          |
| 11 | Tiên Dương – Đông Anh  | 0,1        | –          | –              | 0,005      |
| 12 | Đông Xuân – Sóc Sơn    | 0          | –          | –              | 0,007      |
|    | <i>Ngưỡng cho phép</i> | <i>0,1</i> | <i>0,1</i> | <i>0,1</i>     | <i>0,1</i> |

Nguồn: Đề tài KC.08.06, 2005

– Tích lũy HCBVTV trong thịt các sinh vật đáy vùng ven biển. Đó là do thuốc trừ sâu từ môi trường xung quanh theo mùn bã hữu cơ, nước đi vào cơ thể sinh vật (bảng 5.14).

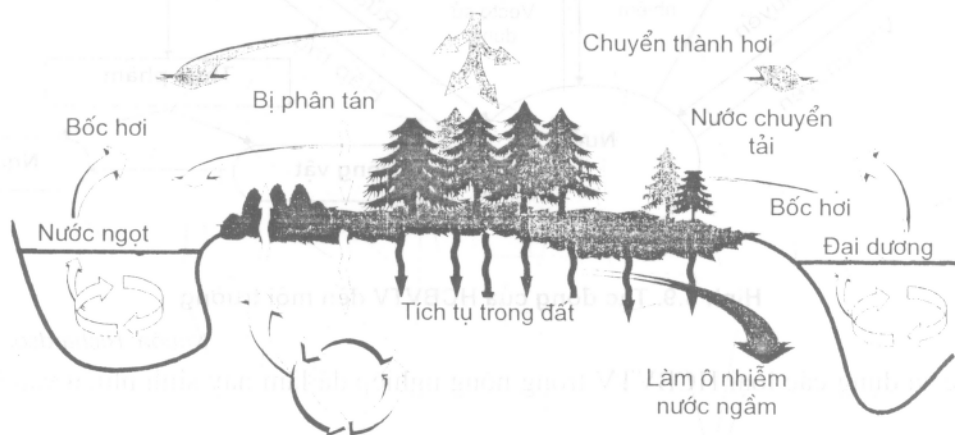
**Bảng 5.14. Hàm lượng thuốc trừ sâu trong một số đối tượng vùng ven biển**

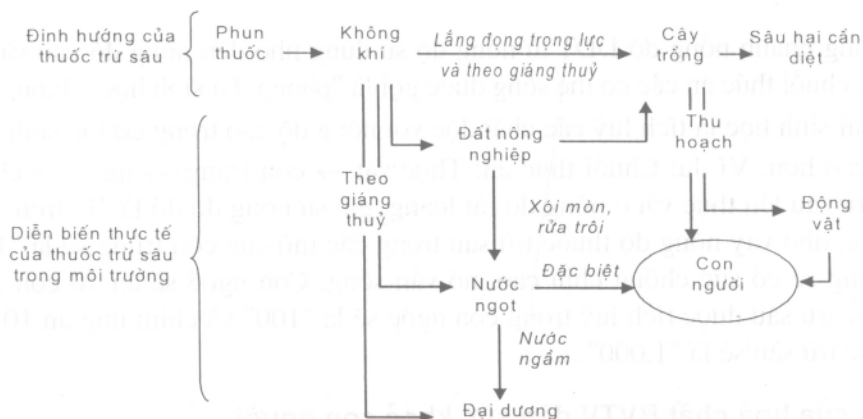
| Đối tượng | Hàm lượng thuốc trừ sâu (mg/kg) |       |      |       |
|-----------|---------------------------------|-------|------|-------|
|           | Lindan                          | DDE   | DDD  | DDT   |
| – Vọp     | 42,23                           | 14,86 | –    | 19,10 |
| – Ngó     | 102,68                          | 44,80 | 2,95 | 27,83 |
| – Tôm     | 1,87                            | 19,37 | 0,34 | 11,84 |

Nguồn: Đề tài KC.08.06, 2005

– Tác động có hại đến tất cả các hệ sinh thái. Thật vậy, định hướng của việc sử dụng thuốc trừ sâu là diệt sâu hại, nhưng diễn biến thực tế của nó lại ảnh hưởng độc hại tới đất, nước, không khí, đại dương và các sản phẩm nông nghiệp.

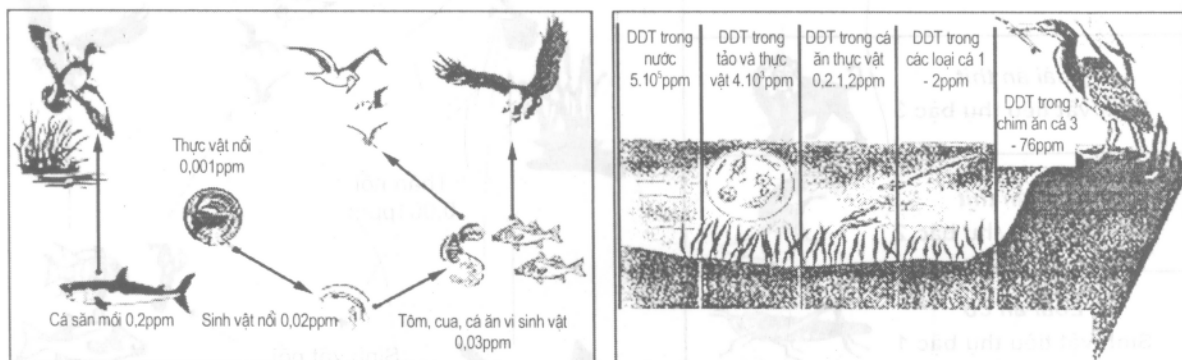
Sự diễn biến của HCBVTV trong môi trường, trong các cơ thể sống được minh hoạ ở hình 5.10 và 5.11.

**Hình 5.10. Sự vận hành của hoá chất BVTV trong sinh quyển**



**Hình 5.11. Diễn thế thực tế của HCBVTV trong môi trường – Gây hiện tượng phóng đại sinh học**

Một số thí nghiệm được tiến hành trong hồ nước của California (Mỹ), năm 1990, người ta phun DDT để diệt muỗi. Kết quả không những muỗi bị chết mà một số chim nước cũng chết theo. Nồng độ DDT tăng từ 0,00005ppm trong nước đến 800 lần lớn hơn trong tảo với 0,04ppm, tới 4.000 – 24.000 lần lớn hơn trong cá ăn tảo và tới 60.000 – 1.520.000 lần trong chim nước (hình 5.12).



**Hình 5.12. Mức độ tập trung của HCBVTV**

Như vậy, trong chuỗi thức ăn này, cứ qua mỗi bậc dinh dưỡng, HCBVTV lại được tích lũy với số lượng theo cấp số nhân (hình 5.13).

|                             |            |                     |                       |
|-----------------------------|------------|---------------------|-----------------------|
| X – tần số tăng<br>x 80.000 | Vịt        | Nồng độ<br>1.600ppm | Trong môi trường nước |
| x 5.000                     | Cá         | 100ppm              |                       |
| x 250                       | Thân mềm   | 5ppm                |                       |
| x 1                         | Tảo        | 0,02ppm             |                       |
|                             |            | vết ppm             |                       |
| x 75                        | Chim cổ đỏ | 750ppm              | Trong môi trường đất  |
| x 9                         | Giun đất   | 90ppm               |                       |
| x 1                         | ĐẤT        | 10ppm               |                       |

Ghi chú: ppm: Một phần triệu (mg/kg; mg/lit)

**Hình 5.13. Sự phóng đại sinh học của DDT trong đất và trong HST nước ngọt**

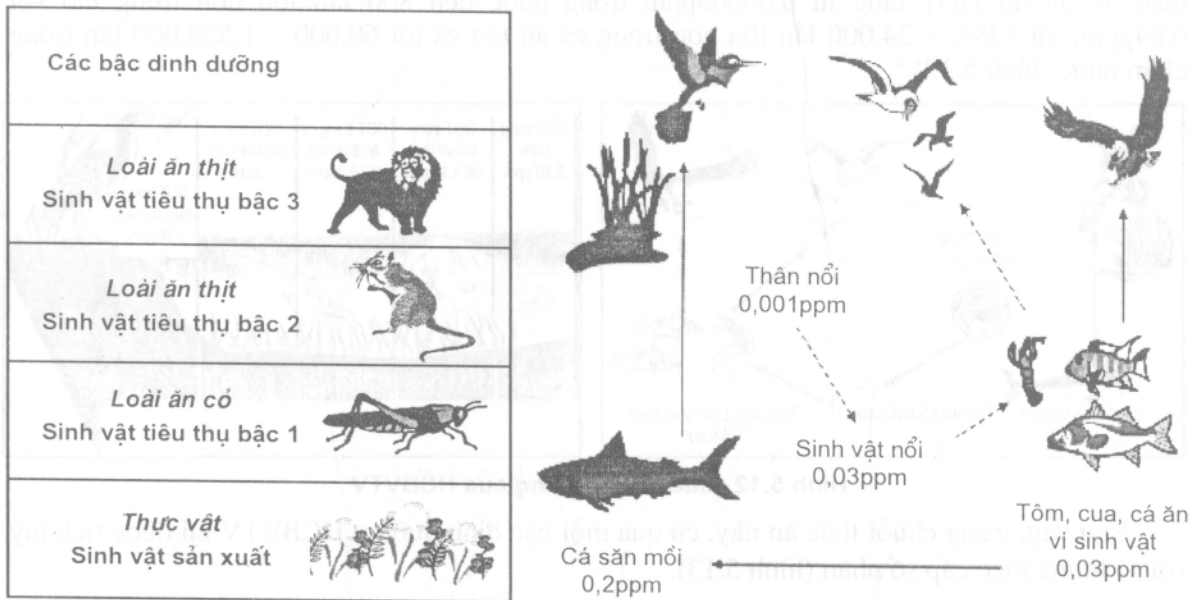


Sự gia tăng nhanh nồng độ DDT từ nồng độ sử dụng nhỏ đến nồng độ cao và rất cao được tích lũy trong chuỗi thức ăn các cơ thể sống được gọi là "phóng đại sinh học – biomagnification".

Phóng đại sinh học là tích lũy các chất độc với nồng độ cao trong cơ thể sinh vật ở các bậc dinh dưỡng cao hơn. Ví dụ: Chuỗi thức ăn: Thực vật → côn trùng → ngóe → chim ưng. Khi phun thuốc trừ sâu lên thực vật ở nồng độ rất loãng, giả sử nồng độ đó là "1" trên 1 lá. Mỗi côn trùng ăn 10 lá, như vậy nồng độ thuốc trừ sâu trong các mô của côn trùng sẽ là "10". Giả thiết rằng, côn trùng sẽ có sức chống chịu cao, nó vẫn sống. Con ngóe sẽ ăn 10 con côn trùng thì nồng độ thuốc trừ sâu được tích lũy trong con ngóe sẽ là "100" và chim ưng ăn 10 con ngóe thì nồng độ thuốc trừ sâu sẽ là "1.000",...

## 5. Tác động của hoá chất BVTV đến sức khỏe con người

Việc sử dụng HCBVTV không chỉ tác động đến cả HST– nơi con người sinh sống, mà còn dẫn đến ô nhiễm đất, nước. Từ MT đất, nước và nông sản, HCBVTV sẽ xâm nhập vào cơ thể con người và tích tụ lâu dài gây các bệnh như ung thư, tổn thương về di truyền (hình 5.14).



Hình 5.14. Các bậc dinh dưỡng trong một HST

– Các yếu tố quyết định mức độ độc hại của HCBVTV phụ thuộc vào độ độc hại của thuốc, tính miễn cảm của từng người, thời gian tiếp xúc và con đường xâm nhập vào cơ thể. Có 3 con đường xâm nhập vào cơ thể người:

- + Đường hô hấp: hít thở thuốc ở dạng khí, hơi hay bụi.
- + Hấp thụ qua da: khi thuốc dính bám vào da.
- + Đường tiêu hoá: do ăn uống phải thức ăn nhiễm thuốc hoặc sử dụng những dụng cụ ăn, uống nhiễm thuốc.

– Con người tiếp xúc với HCBVTV trong lao động, sản xuất, cất giữ, nhầm lẫn và thông qua đất, nước, thực phẩm, không khí. HCBVTV có thể gây ra các tác hại sau:

- + Ngộ độc do tiếp xúc trực tiếp, tự tử, uống nhầm.
- + Ngộ độc do ăn nhầm các loại rau quả còn chứa nhiều thuốc trừ sâu.
- + Gây các ảnh hưởng di truyền (quái thai, vô sinh,...).

+ Ô nhiễm nguồn nước, đất và không khí.

+ Tiêu diệt các loại côn trùng có lợi cho môi trường.

– Những ảnh hưởng của HCBVTV có thể là cấp tính hoặc mãn tính tùy thuộc vào nồng độ và thời gian tiếp xúc. HCBVTV cũng gây ra những phản ứng khác nhau. Theo tính chất tác động của HCBVTV trên cơ thể con người, có thể phân loại theo các nhóm sau đây:

+ Kích thích gây khó chịu.

+ Gây dị ứng.

+ Gây ngạt.

+ Gây mê và gây tê.

+ Tác động đến hệ thống các cơ quan chức năng.

+ Gây ung thư.

+ Ảnh hưởng đến các thế hệ tương lai (đột biến gen).

+ Hư bào thai.

+ Bệnh bụi phổi.

Trẻ con rất nhạy cảm với HCBVTV vì hoạt động sinh lý của cơ thể trẻ khác với người lớn; tốc độ trao đổi chất cao hơn, khả năng khử độc và loại thải chất độc thấp hơn người lớn. Ngoài ra do khối lượng cơ thể thấp nên mức dư lượng HCBVTV trên một đơn vị thể trọng ở trẻ em cũng cao hơn so với người lớn. Nhìn chung, trẻ em nhạy cảm HCBVTV cao hơn người lớn 10 lần và nảy sinh các hội chứng thiếu oxy trong máu, da xanh xao, suy dinh dưỡng, chậm lớn, giảm chỉ số thông minh, chậm biết đọc, biết viết.

Điều đáng quan tâm là tình hình ngộ độc thực phẩm do các hoá chất độc, trong đó có HCBVTV vẫn diễn biến phức tạp và có chiều hướng gia tăng (bảng 5.15).

**Bảng 5.15. Tình hình ngộ độc thực phẩm của Việt Nam**

|                                                   | 2003  | 2004  |
|---------------------------------------------------|-------|-------|
| Số vụ ngộ độc                                     | 238   | 145   |
| Số người mắc                                      | 6.428 | 3.584 |
| Số tử vong                                        | 37    | 41    |
| Số vụ ngộ độc thực phẩm hàng loạt (trên 30 người) | 42    | 29    |
| <i>Nguyên nhân</i>                                |       |       |
| VSV                                               | 49,2% | 55,8% |
| Hoá chất                                          | 19,3% | 13,2% |
| Thực phẩm độc                                     | 21,4% | 22,8% |
| Không rõ nguyên nhân                              | 10,1% | 8,2%  |

Nguồn: Phan Trần Khanh, Cục ATVSTP, 2005

## 6. Quản lý hoá chất bảo vệ thực vật

Tính đến 31/12/2006, cả nước có 60 nhà máy, cơ sở sản xuất gia công, sang chai, đóng gói HCBVTV và 22.509 đại lý, cửa hàng kinh doanh bán HCBVTV. Hằng năm, thanh tra chuyên ngành bảo vệ và kiểm dịch thực vật (KDTV) đã tiến hành khoảng 500 – 600 đợt thanh tra việc thực hiện pháp luật BVTV và đã xử lý từ 3.000 – 4.000 trường hợp vi phạm. Năm 2000, tỷ lệ vi phạm trong sản xuất HCBVTV là 25%; năm 2006, tỷ lệ này giảm xuống còn 15,9%. Riêng 10 tháng đầu năm 2007, thanh tra chuyên ngành bảo vệ và kiểm dịch thực vật (KDTV) đã tiến hành 492 đợt thanh tra, kiểm tra với 10.127 lượt cơ sở sản xuất, cửa hàng, đại lý kinh doanh HCBVTV, đã phát hiện 4 cơ sở sản xuất và 1.457 cửa hàng, đại lý có vi phạm (chiếm

14,3%). Trong đó, phân theo các hình thức vi phạm là: 39% vi phạm về điều kiện kinh doanh, 1% vi phạm kinh doanh thuốc cấm, 14,1% vi phạm kinh doanh thuốc ngoài danh mục, 15,6% vi phạm về nhãn mác,... Mỗi năm, thanh tra chuyên ngành bảo vệ và kiểm dịch thực vật đã phát hiện và thu giữ khoảng 5 – 7 tấn HCBVTV thuộc danh mục cấm sử dụng hoặc nhập lậu ngoài danh mục, HCBVTV kém chất lượng, thuốc giả.... Tính đến nay, số lượng HCBVTV tồn đọng bị thu giữ cần phải tiêu huỷ trong cả nước gần 171 tấn.

Mặc dù danh mục HCBVTV hạn chế sử dụng tại Việt Nam ban hành kèm theo Quyết định số 23/2007/QĐ-BNN ngày 28 tháng 3 năm 2007 của Bộ NN&PTNT, gồm: Thuốc trừ sâu – 6 hoạt chất; Thuốc diệt chuột – 1 hoạt chất; Thuốc trừ mối – 2 hoạt chất; Thuốc bảo quản lâm sản – 4 hoạt chất; Thuốc khử trùng kho – 3 hoạt chất.

Và danh mục HCBVTV cấm sử dụng tại Việt Nam ban hành theo Quyết định số 23/2007/QĐ-BNN ngày 28 tháng 3 năm 2007 của Bộ NN&PTNT, gồm: Thuốc trừ sâu, thuốc bảo quản lâm sản – 21 hoạt chất; Thuốc trừ bệnh: 6 hoạt chất; Thuốc trừ chuột: 1 hoạt chất; Thuốc trừ cỏ: 1 hoạt chất.

Tuy nhiên, các loại thuốc trên vẫn tiếp tục được sử dụng ở nơi này hoặc nơi khác.

Đặc biệt ở cây rau, sâu bệnh gây hại trung bình từ 10 – 40% sản lượng nên đầu tư cho HCBVTV sẽ mang lại lợi nhuận trên 5 lần. Chính vì vậy, lượng HCBVTV sử dụng cho rau thường quá mức cho phép. Riêng trong tháng 10 đầu năm 2007, thanh tra kiểm tra 5.768 hộ trồng rau, kết quả có 1.742 hộ (chiếm 30% số hộ) vi phạm chủ yếu là sử dụng HCBVTV không đúng quy trình, không đúng thời gian cách ly và có ít trường hợp sử dụng HCBVTV ngoài danh mục.

Kết quả kiểm tra dư lượng HCBVTV cũng cho thấy, tỷ lệ mẫu rau có trong dư lượng và dư lượng vượt mức cho phép còn cao (bảng 5.16).

**Bảng 5.16. Dư lượng HCBVTV trong một số loại rau**

| Loại rau  | Năm  | Tổng số mẫu | Tỷ lệ mẫu (%)     |             |                                          |
|-----------|------|-------------|-------------------|-------------|------------------------------------------|
|           |      |             | Không có dư lượng | Có dư lượng | Có dư lượng vượt quá tiêu chuẩn cho phép |
| Rau cải   | 2000 | 279         | 41,2              | 54,5        | 4,3                                      |
|           | 2001 | 264         | 54,1              | 41,7        | 4,2                                      |
|           | 2003 | 102         | 49,0              | 38,2        | 12,8                                     |
|           | 2006 | 36          | 36,1              | 55,6        | 8,3                                      |
| Rau muống | 2000 | 279         | 67,0              | 29,4        | 3,6                                      |
|           | 2001 | 264         | 62,5              | 31,4        | 6,1                                      |
|           | 2003 | 153         | 54,2              | 37,3        | 8,5                                      |
|           | 2006 | 36          | 63,9              | 33,3        | 2,8                                      |
| Đậu đỗ    | 2001 | 132         | 29,6              | 51,5        | 18,9                                     |
|           | 2003 | 102         | 28,4              | 44,1        | 27,5                                     |
|           | 2006 | 36          | 55,5              | 30,6        | 13,9                                     |
| Cải bắp   | 2002 | 60          | 46,7              | 46,7        | 6,6                                      |
| Dưa chuột | 2002 | 60          | 55,0              | 35,0        | 10,0                                     |
|           | 2006 | 75          | 69,3              | 26,7        | 4,0                                      |
| Dưa leo   | 2001 | 132         | 97,7              | 2,3         | 0                                        |
| Cà chua   | 2006 | 105         | 58,1              | 39,0        | 2,9                                      |

Nguồn: Trung tâm kiểm dịch thực vật phía Bắc, 2007

– Gia tăng sử dụng HCBVTV: ở Việt Nam, hầu hết các loại HCBVTV sử dụng trong nông nghiệp đều được nhập khẩu từ nước ngoài. Khối lượng thuốc nhập khẩu tăng theo từng năm. Hiện tượng nhập lậu các loại HCBVTV (bao gồm cả thuốc cấm khoảng 10%), thuốc ngoài danh mục, thuốc hạn chế sử dụng vẫn không kiểm soát được. So với năm 1991, tổng lượng thuốc sử dụng hằng năm tăng từ 1,2 – 3 lần (bảng 5.17).

**Bảng 5.17. Lượng HCBVTV nhập vào Việt Nam hằng năm**

| Năm  | Tổng khối lượng (Tấn) | Thuốc trừ sâu  |         | Thuốc trừ bệnh |         | Thuốc trừ cỏ   |         |
|------|-----------------------|----------------|---------|----------------|---------|----------------|---------|
|      |                       | Tấn thành phẩm | Tỷ lệ % | Tấn thành phẩm | Tỷ lệ % | Tấn thành phẩm | Tỷ lệ % |
| 1991 | 20.300                | 16.900         | 83,30   | 2.600          | 9,50    | 834            | 4,10    |
| 1992 | 23.100                | 18.000         | 75,40   | 2.500          | 7,10    | 3.724          | 15,60   |
| 1994 | 20.389                | 15.226         | 68,30   | 3.262          | 15,40   | 2.786          | 12,50   |
| 1995 | 25.666                | 16.451         | 64,10   | 3.413          | 13,30   | 4.979          | 19,40   |
| 1996 | 32.751                | 17.352         | 53,00   | 9.000          | 23,00   | 7.681          | 22,00   |
| 1997 | 30.406                | 15.351         | 50,50   | 7.109          | 23,90   | 7.620          | 25,00   |
| 1998 | 42.738                | 19.427         | 45,40   | 9.600          | 22,54   | 13.711         | 32,03   |
| 1999 | 33.715                | 16.284         | 48,30   | 7.788          | 23,10   | 9.069          | 26,90   |
| 2000 | 33.637                | 16.856         | 50,11   | 9.227          | 27,43   | 6.630          | 19,71   |
| 2001 | 36.589                | 17.321         | 47,34   | 10.779         | 29,46   | 7.965          | 21,77   |
| 2002 | 37.081                | 14.943         | 40,30   | 12.088         | 32,60   | 9.381          | 25,30   |
| 2003 | 36.018                | 13.507         | 37,50   | 10.192         | 28,30   | 10.896         | 30,25   |
| 2004 | 48.288                | 17.915         | 37,10   | 17.915         | 37,10   | 14.390         | 29,80   |
| 2005 | 51.764                | 20.787         | 40,0    | 14.361         | 27,70   | 14.433         | 27,70   |
| 2006 | 71.345                | 29.932         | 42,10   | 17.834         | 25,00   | 20.342         | 28,40   |

Nguồn: Nguyễn Hồng Sơn, Vũ Đình Tuấn – Cục BVTV, 2008

Ngoài ra, khi phun HCBVTV thì có tới 50% lượng thuốc rơi vào đất và khi đó HCBVTV sẽ bị biến đổi, phân tán theo nhiều con đường khác nhau gây ô nhiễm MT. Ở Việt Nam, khối lượng HCBVTV nhập khẩu từ nước ngoài tăng từ 13.000 - 15.000 tấn/năm ở những năm đầu thập kỷ 90 của thế kỷ XX lên 33.000– 38.000 tấn vào năm 2000 và hiện nay ước khoảng 30.000 tấn/năm.

Chưa triển khai triệt để Chương trình quản lý dịch hại tổng hợp:

Ở Việt Nam, lượng HCBVTV dùng cho lúa chiếm 80,3%. Các cây trồng khác chỉ chiếm từ 5 – 11%. Do đó, người nông dân trồng lúa ở các tỉnh đồng bằng sử dụng nhiều HCBVTV hơn (1,15 – 2,66kg thành phẩm/ha/năm so với các tỉnh miền núi (0,23kg thành phẩm/ha/năm)). Những năm gần đây, do thâm canh tăng vụ nên lượng và chủng loại HCBVTV sử dụng cũng tăng lên. Nếu như trước năm 1985, lượng thuốc sử dụng bình quân khoảng 0,3kg hoạt chất/ha thì từ năm 1991 đến nay, lượng thuốc sử dụng cũng tăng lên 0,67 – 1,01kg hoạt chất/ha.

Cơ cấu HCBVTV sử dụng cũng có biến động: thuốc trừ sâu giảm từ 83,3% năm 1981

xuống 50,5% năm 1997 và chỉ còn 45,5% năm 1998; trong khi thuốc trừ cỏ, trừ bệnh gia tăng cả về số lượng lẫn chủng loại. Nguyên nhân chủ yếu là áp dụng chương trình quản lý dịch hại tổng hợp (IPM). Tại nhiều địa phương, số lần phun thuốc đã giảm 73%, trong đó số lần phun thuốc trừ sâu đã giảm 80 – 90%.

- Giám sát các loài thiên địch:

Trong tự nhiên và trên đồng ruộng có nhiều loài sinh vật có ích, đặc biệt là các ký sinh trùng có ích và các động vật ăn sâu bọ, chúng giúp cân bằng sinh thái. Khi sử dụng HCBVTV, các kẻ thù tự nhiên hay các thiên địch của sâu bệnh này cũng bị ảnh hưởng mạnh theo chiều hướng bất lợi. Thiên địch bị tiêu diệt thì dịch bệnh, sâu bọ có nguy cơ bùng phát và lây lan rộng. Khi đó, con người phải thực hiện các biện pháp bổ sung để diệt sâu bệnh, thông thường với chi phí cao hơn trước. Theo Pamelet (1971), để chống lại 1.000 loài sâu hại, HCBVTV đã tác động đến khoảng 100.000 loài động, thực vật khác nhau không thuộc đối tượng phòng trừ mà lại rất cần cho đời sống con người.

Dư lượng của các loại HCBVTV có thể tồn tại trên mặt đất hoặc di chuyển xuống các lớp đất sâu, được rửa trôi xuống ruộng, ao, hồ, sông hoặc xâm nhập xuống mạch nước ngầm làm ô nhiễm nguồn nước.

## **7. Các biện pháp phòng ngừa**

### **a) Sử dụng HCBVTV**

Trong sản xuất nông nghiệp, HCBVTV chủ yếu sử dụng cho cây lúa, gần đây còn sử dụng cho các loại rau màu, hoa và các loại cây ăn quả

Người nông dân xem HCBVTV như "*Thần dược*" nên có thói quen thường xuyên sử dụng. Gần đây có nhiều báo cáo đề cập đến hiện tượng lạm dụng HCBVTV như tăng số lần và nồng độ phun thuốc, không đảm bảo thời gian cách ly, phun định kỳ không theo diễn biến của dịch hại. Do đó, cần giáo dục tuyên truyền để người dân thực hiện nghiêm ngặt việc lưu giữ và sử dụng theo phương châm 4 đúng "*Đúng thuốc; đúng liều lượng; đúng lúc và dùng đúng cách*".

### **b) Quản lý sâu hại tổng hợp – IPM**

Để khắc phục tình trạng gây ô nhiễm MT, trong vòng 2 thập niên gần đây, nhiều chú ý tập trung vào việc "IPM – IPM" để kiểm soát sâu hại và bệnh ở mức chấp nhận được.

IPM bao gồm việc sử dụng đồng thời thuốc trừ sâu một cách có chọn lọc và dựa trên việc sử dụng những phương pháp sinh học, tính đề kháng di truyền và những thực tiễn quản lý thích hợp. Cụ thể:

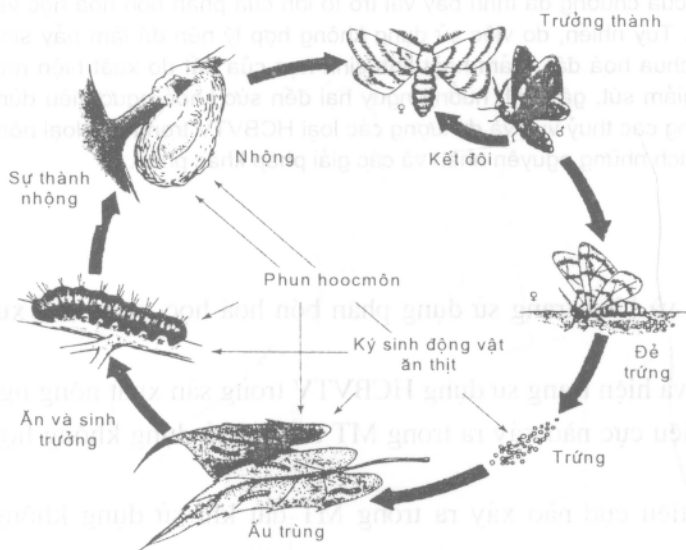
– Biện pháp sinh học: Sử dụng thiên địch; dùng công nghệ gen để lai tạo các giống cây kháng sâu hại,...

– Biện pháp canh tác: Bố trí cơ cấu cây trồng như xen canh; luân canh; nông, lâm nghiệp kết hợp hoặc gieo trồng, bón phân, tưới cây hợp lý, đúng quy cách giúp cây trồng khỏe mạnh, có sức đề kháng cao với sâu hại.

– Biện pháp hoá học: Sử dụng có giới hạn và hợp lý HCBVTV và chỉ dùng khi các giải pháp khác không có thể.

IPM đòi hỏi kiến thức hiểu biết về vòng đời của sâu hại nơi chúng trú ngụ và tất cả mối quan hệ tương hỗ của chúng. Hầu hết, sâu hại có vòng đời phức tạp, nó bao gồm giai đoạn ấu trùng và giai đoạn trưởng thành. IPM cần hiểu tường tận những giai đoạn khác nhau để tác động vào sâu hại (hình 5.15). Thời điểm xử lý là cực kỳ quan trọng và được xác định bằng việc

quan trắc cẩn thận mật độ sâu hại. Mặc dù việc áp dụng IPM còn chậm, nhất là đối với các cây lương thực. Ở Mỹ, IPM hiện nay đang được áp dụng ở quy mô khoảng 20% tổng diện tích đất canh tác và tốc độ áp dụng ngày càng tăng. Ở Trung Mỹ và nhiều nước thuộc Châu Á cũng đang phát triển mạnh và dự đoán rằng, nếu chiến lược IPM được thực hiện trong sự phối hợp với đào tạo nông dân và hướng dẫn họ sử dụng HCBVTV thì chắc chắn sẽ đạt được những kết quả to lớn trong việc hạn chế tác động của HCBVTV đến môi trường.



Hình 5.15. Vòng đời của bọ nhậy

### c) Áp dụng biện pháp nông, lâm kết hợp

Trồng nhiều loài cây trên cùng mảnh đất trong những trường hợp có thể theo phương thức xen canh, luân canh và nông, lâm kết hợp (NLKH):

- Xen canh hay NLKH nhằm đa dạng hoá cây trồng, vận dụng quy luật tự nhiên là sâu hại loài cây này sẽ không chế sâu hại loài cây khác.
- Luân canh: nhằm cắt thói quen ăn uống của sâu hại, cắt đứt các chuỗi thức ăn để tiêu diệt sâu hại.

### d) Đào tạo và giáo dục là rất cần thiết đối với những người trực tiếp sử dụng và những người gián tiếp tiếp xúc với HCBVTV

- Hiểu luật pháp và những quy định luật pháp về việc sử dụng HCBVTV.
- Hiểu đúng các thủ tục về lưu giữ thuốc cũng như về biện pháp bảo vệ cơ bản cần áp dụng, về triệu chứng bị nhiễm độc, cách chữa trị thích hợp và chất giải độc.
- Hiểu đúng các thủ tục để lưu giữ thuốc và thủ tục loại bỏ thuốc một cách an toàn.
- Thực hiện tốt các tiêu chuẩn vệ sinh cá nhân, nhận biết được các triệu chứng nhiễm độc và cấp cứu ban đầu.
- Về mối nguy hiểm khi dùng những vật liệu chứa HCBVTV để giữ thức ăn, trữ nước hoặc may quần áo trong trường hợp bao bì bằng sợi nylon; hoặc vớt bữa bãi bao bì, chai lọ đựng thuốc ra đồng ruộng.
- Về các biện pháp bảo vệ người sử dụng như: quần áo bảo vệ, nón mũ, bao găng tay, khẩu trang và kính bảo vệ phù hợp với nhu cầu và thích nghi với khí hậu.

– Về vòng đời của sâu hại, chỉ sử dụng thuốc khi số lượng sâu hại đạt đến mức gây hại và vào thời điểm thích hợp trong chu kỳ sống của chúng.

## TÓM TẮT CHƯƠNG 5

Chương này chủ yếu đề cập đến hai hoạt động gây tác động mạnh mẽ nhất đến ô nhiễm MT đất, đó là sử dụng không hợp lý phân bón hoá học và hoá chất BVTV (HCBVTV). Bằng nhiều dẫn liệu cập nhật, các hình minh hoạ, nội dung của chương đã trình bày vai trò to lớn của phân bón hoá học và HCBVTV đến nâng cao năng suất cây trồng. Tuy nhiên, do việc sử dụng không hợp lý nên đã làm nảy sinh nhiều vấn đề về ô nhiễm MT đất, như làm chua hoá đất, giảm hoạt tính sinh học của đất do xuất hiện nhiều độc tố. Đặc biệt, chất lượng nông sản bị giảm sút, gây ảnh hưởng nguy hại đến sức khỏe người tiêu dùng như gia tăng hàm lượng  $\text{NO}_3^-$ , gây phú dưỡng các thuỷ vực và dư lượng các loại HCBVTV trong các loại nông sản. Đồng thời nội dung chương cũng phân tích những nguyên nhân và các giải pháp khắc phục.

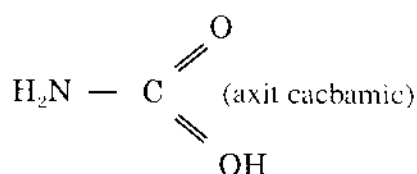
## CÂU HỎI

1. Trình bày vai trò và hiện trạng sử dụng phân bón hoá học trong sản xuất nông nghiệp ở Việt Nam.
2. Trình bày vai trò và hiện trạng sử dụng HCBVTV trong sản xuất nông nghiệp ở Việt Nam.
3. Những biến đổi tiêu cực nào xảy ra trong MT đất khi sử dụng không hợp lý các loại phân bón hoá học?
4. Những biến đổi tiêu cực nào xảy ra trong MT đất khi sử dụng không hợp lý các loại HCBVTV?
5. Nêu và phân tích những nguyên nhân của tác động tiêu cực trong sử dụng không hợp lý HCBVTV.

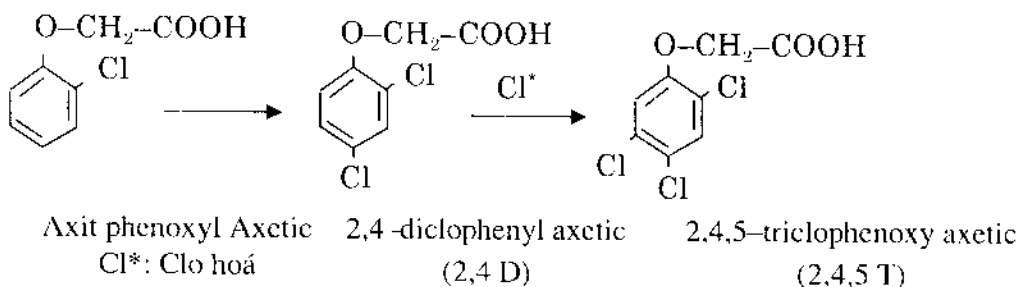
## HOÁ CHẤT NGUY HẠI VÀ MÔI TRƯỜNG ĐẤT

## 1. Khái niệm

– Tác dụng gây độc do tự thân phân tử, do nhóm chức: các phân tử, nhóm chức có tác dụng gây độc cao như DDT; 666; nhóm SH; nhóm  $\text{NO}_2$ .



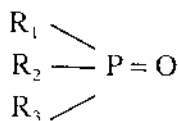
+ Nhóm Clo hữu cơ:



2,4 D và 2,4,5 T thường tác động vào các enzym. Hệ quả lớn nhất của 2,4,5T là gây ung thư, tác động lên cơ quan sinh sản gây quái thai vì nó tác động vào enzym điều khiển, ngoài ra còn tác động vào gan, hô hấp.

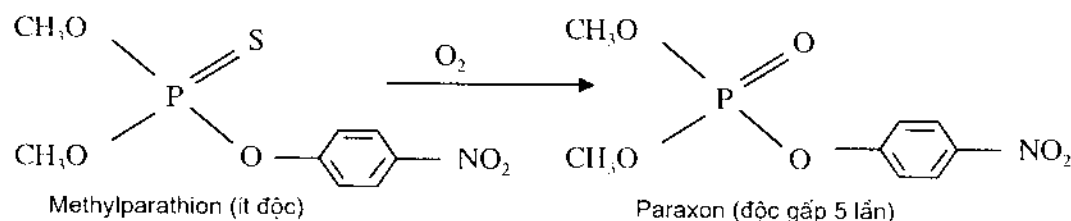
**+ Nhóm phospho hữu cơ:**

Đại diện là:



Thông thường  $R_1$ ,  $R_2$  là cacbua hydro, còn nhóm  $R_3$  là các nhóm vô cơ. Khi  $R_3$  là SH thì ít độc,  $R_3$  là xianua (CN) thì độc nặng, còn  $R_3$  là hữu cơ linh động cũng độc nặng.

Để thay đổi độ độc, người ta thường thay liên kết ( $P=O$ ) bằng ( $P=S$ ).

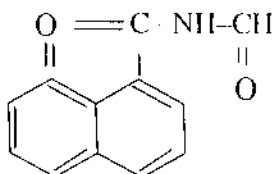




Nhóm phospho hữu cơ chủ yếu tác động vào hệ thần kinh trung ương, làm tê liệt hoạt động và gây chết.

**+ Nhóm cachamat:**

Ví dụ điển hình là cacbaril



Nhóm cachamat thường tác động lên niêm mạc làm khó thở, ảnh hưởng đến tim, làm co giật và loạn cơ.

**+ Nhóm thuốc Pyrethroid:**

Có nguồn gốc tự nhiên, sản phẩm được chiết từ thảo mộc và qua chế biến. Các sản phẩm thương mại chính là: Permetrin, tetrametrin hay thường gọi là Thimetrin 25EC Cypermethrin (Ripcord 20EC) và Dekametrin (Decis 2.5). Nhóm này làm gây mê, tê liệt thần kinh rồi bại liệt và chết (khung 6.1; 6.2).

**+ Nhóm các chất độc chứa các KLN:**

Các hợp chất hữu cơ được gắn thêm các KLN vào. Nhóm này tác động trực tiếp vào hệ thần kinh hoặc ngấm vào màng tế bào làm tế bào ngừng hoạt động. Khi phân giải, các KLN lại được giải phóng và lại một lần nữa gây độc, tiêu diệt côn trùng vừa được phục hồi.

Để xem xét tính độc của hoá chất thường rất phức tạp. Người ta sử dụng một đại lượng tương đối làm mốc để cho phép đánh giá giữa liều lượng gây chết 50% côn trùng thí nghiệm ( $LD_{50}$ ) và nồng độ gây chết ( $LC_{50}$ ) trong 48 giờ hoặc 96 giờ. Thường giá trị  $LD_{50}$  và  $LC_{50}$  được tính theo ppm (hoặc mg/kg thể trọng). Nếu giá trị  $LD_{50}$  hoặc  $LC_{50}$  bằng 1 thì thuốc rất độc; < 50 là khá độc; từ 50 – 500 là độc; 500 – 1.000 là ít độc; > 5.000 coi như không độc.

***Khung 6.1. Các chất hữu cơ bền vững gây ô nhiễm (POP)***

POP là những chất hữu cơ có khả năng chống lại sự phân huỷ hoá, sinh và quang học ở mức độ khác nhau. POP thường halogen hoá, được đặc trưng bởi sự hoà tan thấp trong nước và cao trong lipid dẫn đến sự tích lũy chúng trong các mô mỡ. Chúng cũng là những chất nửa bay hơi và do vậy có thể chuyển động đến khoảng cách xa trong khí quyển trước khi xảy ra sự lắng đọng

Mặc dù POP có nhiều dạng khác nhau, nguồn gốc tự nhiên hoặc nhân tạo. Những POP có các đặc trưng bền vững và tích lũy sinh học gồm những thuốc trừ sâu Clo hữu cơ thế hệ đầu tiên như dieldrin, DDT, toxaphen, clodan và nhiều sản phẩm hoá học công nghiệp hoặc bán thành phẩm gồm biphenyl clo hoá (PCB) dibenzo – p – dioxin (dioxin), dibenzo – p – furan (furan). Nhiều chất được sử dụng với số lượng lớn, và do sự bền vững MT nên chúng có khả năng tích lũy sinh học và phóng đại sinh học. Một số những hợp chất này như PCB có khả năng di chuyển trong không khí với khoảng cách xa. Những tính chất bền vững bất thường và nửa bay hơi, cùng với những đặc trưng khác gây nên sự tồn lưu của PCB trên phạm vi toàn thế giới, thậm chí trong những vùng không bao giờ sử dụng chúng. POP có mặt khắp mọi nơi, chúng được phát hiện thấy ở mọi lục địa, kể cả những khu vực xa xôi như biển khơi, sa mạc, Bắc và Nam cực, nơi không bao giờ có nguồn nào tồn tại và chỉ được giải thích bằng sự vận hành có tính toàn cầu của chúng. PCB được phát hiện trong không khí, khắp mọi vùng của Trái Đất với nồng độ tới 15 ng/m<sup>3</sup>, trong các vùng công nghiệp nồng độ còn lớn hơn. PCB cũng phát hiện thấy trong nước mưa và tuyết.

POP tồn tại trong 2 nhóm phụ gồm những hydrocacbon thơm dị vòng và một số hydrocacbon halogen hoá. Những hydrocacbon halogen hoá gồm nhiều hợp chất clo hữu cơ rất bền vững trong phân huỷ và được sản xuất nhiều. Nhìn chung, các biphenyl có mức clo hoá càng cao, càng có khả năng tích lũy nhiều hơn so với những PCB có mức clo hoá thấp. Con người tiếp cận với POP qua thức ăn; rủi ro nghề nghiệp và MT. Sự rủi ro này có thể cấp tính và mãn tính, gây nên những hậu quả khôn lường đối với sức khỏe như ốm đau, kiệt sức và chết.

**Khung 6.2. Các chất hữu cơ bền vững gây ô nhiễm (POP) được Hội nghị Stockholm tháng 12/2000 cảnh báo**

**1. Aldrin:** Loại thuốc dùng diệt mối trong các vườn ươm và công trình xây dựng, diệt côn trùng trong kho bảo quản hạt, diệt côn trùng ở đất trồng ngô và có thể dễ diệt ruồi Têxê. Trong thực vật và động vật, aldrin dễ chuyển hoá thành dieldrin. Tổ chức Quốc tế nghiên cứu về ung thư (IARC) xếp aldrin vào nhóm 3 mà không xếp vào nhóm có nguy cơ gây ung thư ở người.

**2. Clodan:** Thuốc dùng diệt mối và kiến trong các công trình xây dựng, cho cây trồng, các vườn ươm, rừng trồng và diệt bọ cánh cứng Tê giác. Từ 1997 đã ngừng sản xuất nhưng vẫn được sử dụng với số lượng lớn. Clodan có tính độc trung bình trong động vật. IARC xếp Clodan vào nhóm 2B – có thể gây ung thư ở người.

**3. Dieldrin:** Thuốc dùng cho các mục tiêu tương tự như Aldrin. Gần đây không sản xuất nữa, nhưng vẫn được sử dụng với số lượng lớn. Dieldrin có tính độc cao trong động vật và người. IARC xếp Dieldrin vào nhóm 3 – không xếp vào nhóm có thể gây ung thư ở người.

**4. DDT:** Thuốc dùng diệt muỗi truyền bệnh sốt rét, ruồi cát và ruồi Têxê, một phần cũng sử dụng không công khai chống sâu hại cây trồng. Hằng năm sản xuất khoảng 50.000 tấn. DDT độc hại đối với hệ sinh sản. IARC xếp DDT vào nhóm 2B – có khả năng gây ung thư ở người.

**5. Eldrin:** Thuốc dùng diệt sâu hại ngô, lúa, bông, mía và diệt chuột. Hiện nay không sản xuất nữa. Eldrin có tính độc cao trong động vật và đặc biệt tác động mạnh đến hệ thần kinh. IARC xếp Eldrin vào nhóm 3 – không có khả năng gây ung thư ở người.

**6. Heptaclo:** Thuốc dùng diệt mối và kiến trong các công trình xây dựng, diệt sâu hại cây trồng cho vườn ươm, rừng trồng và diệt sâu cần rế. Từ 1997 đã ngừng sản xuất, nhưng vẫn còn sử dụng với lượng lớn. Heptaclo độc đối với người và động vật, đặc biệt tác động mạnh đến hệ thần kinh. IARC xếp heptaclo vào nhóm 2B – có thể gây ung thư ở người.

**7. Mirex:** Thuốc dùng diệt mối và kiến cho cây trồng, đồng cỏ, rừng và công trình xây dựng. Cũng được dùng để dập các đám cháy. Hiện vẫn sản xuất với số lượng nhỏ. IARC xếp Mirex vào nhóm 2B – có khả năng gây ung thư ở người.

**8. Toxaphen:** còn được gọi là Campheclo, thuốc dùng trong công nghiệp chống sâu hại cây trồng như bông, đậu tương, rau, bệnh động vật và cả ruồi Têxê, ký sinh trên da động vật. Hiện nay không sản xuất. Toxaphen có tính độc trung bình ở động vật. IARC xếp Toxaphen vào nhóm 2B – có khả năng gây ung thư ở người.

**9. Biphenyl đa clo hoá (PCB)** – là các hoá chất công nghiệp được sử dụng như dung dịch điện môi và trao đổi nhiệt trong các biến áp và tăng áp điện; nó còn là chất phụ gia sản xuất sơn và chất dẻo. PCB cũng là phụ phẩm của nhiều quá trình sản sinh ra dioxin và furan, nó gây rối loạn hệ sinh sản và hệ miễn dịch ở nhiều động vật hoang dã khác nhau. Sự nhiễm độc mạnh ở người xảy ra do tiêu thụ dầu có chứa PCB. Một số PCB thể hiện hoạt tính giống dioxin. IARC xếp PCB vào nhóm 2B – có khả năng gây ung thư ở người.

**10. Hexaclorobenzen (HCB):** Thuốc được sử dụng diệt nấm và chất phụ gia trong sản xuất thuốc nhuộm và là phụ phẩm trong tổng hợp các hoá chất khác. Hiện nay có thể không được sản xuất làm thuốc diệt nấm, nhưng được sử dụng ở dạng dung môi trong thuốc trừ sâu và là phụ phẩm của các quá trình gây tái sinh dioxin và furan. Hexaclorobenzen gây ung thư trong động vật và tác động đến những hệ thống các cơ quan như gan, phổi, thận, tụy, các mô sinh sản, hệ miễn dịch và thần kinh. IARC xếp hexaclorobenzen vào nhóm 2B – gây ung thư ở người.

**11. Dioxin (dibenzo – p – dioxin đa clo hoá – PDD) và furan (dibenzofuran đa clo hoá – PCDF)** – là những sản phẩm phụ của các quá trình đốt cháy và các quá trình công nghiệp hoá học có chứa cacbon, clo và oxy. Nguồn PCDD/PCDF là tất cả các loại thiêu đốt chất thải, sản xuất sắt / thép và tái chế đồng, nhôm, các kim loại phi sắt khác bằng phương pháp nhiệt. Sử dụng clo nguyên chất trong tẩy trắng bột giấy và giấy, đốt bỏ chất thải của rừng và nhiều hoạt động khác. IARC xếp PCDD vào nhóm 1 – gây ung thư ở người và động vật.

– Phòng chống các bệnh dịch khác như sốt xuất huyết, tả, dịch hạch, xử lý MT trong mùa bão lụt như xử lý nước uống, nước sinh hoạt, phân, gia súc chết (bảng 6.1).

**Bảng 6.1. Hoá chất sử dụng trong phòng chống dịch**

| TT | Danh mục              | Đơn vị | 1999  | 2000   |
|----|-----------------------|--------|-------|--------|
| 1  | Attellic 40WP         | kg     | 0     | 180    |
| 2  | Chloramin B           | kg     | 9.042 | 16.155 |
| 3  | Chloramin T           | kg     | 3.880 | 2.870  |
| 4  | Diazinon 60 EC        | Lít    | 40    | 30     |
| 5  | Malathion 95%         | kg     | 360   | 3.440  |
| 6  | Permethrin 25 EC      | kg     | 60    | 880    |
| 7  | Permethrin 50 EC      | Lít    | 985   | 1.301  |
| 8  | Phèn chua             | kg     | 4.350 | 11.150 |
| 9  | Pynamin forte 90 EC   | Lít    | 170   | 603    |
| 10 | Pyperonyl Butoxit     | kg     | 5     | 378    |
| 11 | Sorpol H 770          | Lít    | 80    | 280    |
| 12 | UNDEN 75 UP           | kg     | 0     | 15     |
| 13 | Zine phosphite 80 PCT | kg     | 0     | 18     |
| 14 | Icon 2,5 EC           | kg     | 0     | 2.784  |

Ngoài ra, do nhiều nguyên nhân, ở nước ta hiện còn tồn đọng một số hoá chất có độc tính rất cao rải rác ở các địa phương như chất độc Cyanua trong các khu vực đào đãi vàng tự do trái phép, các muối đồng sử dụng làm HCBVTV, các muối phosphua kẽm, nhôm dùng làm thuốc khử mối mọt, còn trùng kho bãi. Đặc biệt, ở nhiều tỉnh miền Trung và Tây Nguyên thường vẫn tồn đọng rải rác các thùng phuy, các bao nylon chứa chất bột màu vàng chanh. Nếu tiếp xúc với nó sẽ bị hắt hơi, chảy nước mắt. Đó là chất độc màu da cam từ thời Mỹ Ngụy để lại, ký hiệu là CS với tên khoa học là Oethoclobenzylyden malondinitril.

Như vậy, các hoá chất nguy hại đang được lưu hành ở Việt Nam rất đa dạng và phong phú về chủng loại. Nhưng nhận thức về mối nguy hiểm của những người sử dụng, của cộng đồng còn rất hạn chế dẫn đến nhiều tai biến và sự cố ảnh hưởng lớn đến môi trường sống và sức khoẻ cộng đồng.

## **2. Tác hại của hoá chất nguy hại đối với sức khoẻ con người**

Cùng với sự phát triển của các ngành công nghiệp, việc sản xuất, nhập khẩu và sử dụng hoá chất cũng ngày càng tăng lên. 50 năm về trước, hàng năm chỉ sản xuất 1 triệu tấn hoá chất thì hiện nay 400 triệu tấn. Cứ mỗi năm lại có hơn 1.000 hoá chất mới được sản xuất và trong số 5 – 7 triệu chất đã biết thì có trên 80.000 loại hoá chất đang được sản xuất và sử dụng trên thị trường. Ước tính có từ 5.000 – 10.000 hoá chất thương mại nguy hại, trong đó có 150 – 200 hoá chất được coi là nguyên nhân gây bệnh ung thư.

Hoá chất đã góp phần tạo ra nhiều sản phẩm khoa học kỹ thuật để phục vụ đời sống con người, đặc biệt HCBVTV đã góp phần tích cực vào việc tăng sản lượng nông nghiệp, góp phần vào việc điều trị bệnh tật, lưu giữ tài liệu, xử lý sinh vật gây hại ở các kho tàng, bến cảng.

Bên cạnh những lợi ích to lớn về kinh tế – xã hội, hoá chất cũng rất nguy hiểm cho sức khoẻ của những người lao động trực tiếp, bảo quản sử dụng, sức khoẻ cộng đồng và môi trường.

Đa số hoá chất là những chất nguy hại có khả năng tiềm tàng gây ra những ảnh hưởng

khác nhau tới sức khoẻ con người, tới môi trường sống cũng như có khả năng gây ra thảm hoạ ở quy mô rất lớn và ảnh hưởng lâu dài tới môi trường.

Trong những năm gần đây, vấn đề được quan tâm ngày càng nhiều là ảnh hưởng của hoá chất đến sức khoẻ con người, đặc biệt là người lao động.

Nhiều hoá chất đã từng được coi là an toàn nhưng nay đã được xác định là có liên quan đến bệnh tật, từ mẩn ngứa nhẹ đến suy yếu sức khoẻ lâu dài và ung thư. Do vậy cần thiết phải quan tâm tới tất cả các hoá chất.

Các yếu tố quyết định mức độ độc hại của hoá chất bao gồm độc tính, đặc tính vật lý của hoá chất, trạng thái tiếp xúc, đường xâm nhập vào cơ thể và tính mẫn cảm của cá nhân, tác hại tổng hợp của các yếu tố này và thời gian tiếp xúc.

## II- TÁC ĐỘNG CỦA HOÁ CHẤT NGUY HẠI ĐẾN MÔI TRƯỜNG ĐẤT

### 1. Tình hình phát sinh chất thải và tác động của chúng đến môi trường

Tính tới tháng 9 năm 2007, có tới 154 khu công nghiệp – khu chế xuất và khoảng 1.000 cụm công nghiệp. Để đạt được mục tiêu GDP bình quân đầu người tăng gấp 2 lần so với năm 2000, vào năm 2010 thì tỷ trọng công nghiệp trong GDP phải đạt từ 40% trở lên, tốc độ gia tăng công nghiệp trung bình / năm phải đạt 10 – 11%. Do đó, lượng chất thải nói chung và chất thải nguy hại (CTNH) nói riêng sẽ tăng lên nhanh chóng. Việc xử lý các loại chất thải này sẽ là áp lực rất lớn đối với công tác BVMT ở nước ta hiện nay và trong tương lai. Theo thống kê của Cục Bảo vệ môi trường thì tổng lượng CTNH phát sinh mỗi năm tại 3 khu vực kinh tế trọng điểm khoảng 113.188 tấn (bảng 6.2).

**Bảng 6.2. CTNH phát sinh tại các vùng kinh tế trọng điểm (KTTĐ)**

| Đơn vị                         | Khối lượng (tấn/năm) |
|--------------------------------|----------------------|
| <b>Khu vực KTTĐ phía Bắc</b>   | <b>28.739</b>        |
| Hà Nội                         | 24.000               |
| Hải Phòng                      | 4.620                |
| Quảng Ninh                     | 119                  |
| <b>Khu vực KTTĐ miền Trung</b> | <b>4.117</b>         |
| Đà Nẵng                        | 2.257                |
| Quảng Nam                      | 1.768                |
| Quảng Ngãi                     | 92                   |
| <b>Khu vực KTTĐ phía Nam</b>   | <b>80.332</b>        |
| TP. Hồ Chí Minh                | 44.413               |
| Đồng Nai                       | 33.976               |
| Bà Rịa – Vũng Tàu              | 1.943                |
| <b>Tổng lượng</b>              | <b>113.188</b>       |

Từ số liệu thống kê nêu trên cho thấy, lượng CTNH phát sinh ở khu vực trọng điểm kinh tế phía Nam lớn khoảng gấp ba lần lượng CTNH phát sinh ở khu vực trọng điểm phát triển kinh tế phía Bắc và lớn gấp khoảng 20 lần lượng CTNH phát sinh ở khu vực trọng điểm phát triển kinh tế miền Trung.

**Bảng 6.3. Lượng CTNH phát sinh theo ngành**

| Ngành                         | Khối lượng (tấn) |
|-------------------------------|------------------|
| Công nghiệp nhẹ               | 60.000           |
| Hoá chất                      | 45.000           |
| Cơ khí luyện kim              | 26.000           |
| Y tế                          | 10.000           |
| Từ chất thải sinh hoạt đô thị | 5.000            |
| Chế biến thực phẩm            | 4.000            |
| Điện, Điện tử                 | 2.000            |
| <b>Tổng cộng</b>              | <b>152.000</b>   |

Từ số liệu thống kê bảng 6.3 cho thấy, xét về khối lượng, các ngành công nghiệp nhẹ, hoá chất và cơ khí luyện kim là ngành phát sinh nhiều CTNH nhất. Ngành Điện và Điện tử phát sinh ít CTNH nhất. Tuy nhiên, chất thải của 2 ngành này lại có chứa những chất như PCB và kim loại nặng, là những chất rắn nguy hại cho sức khoẻ con người và môi trường.

## **2. Các chất thải nguy hại cần xử lý**

### **a) HCBVTV tồn lưu**

Theo điều tra, thống kê của Cục bảo vệ MT phối hợp với Sở KH&CN&MT các địa phương tiến hành trong năm 2001 – 2002 thì tổng lượng HCBVTV tồn lưu trên phạm vi 61 tỉnh/thành phố là khoảng 300 tấn, bao gồm:

- HCBVTV dạng lỏng: 97.374 lít
- HCBVTV dạng bột: 109.145 kg
- Các loại bao bì chứa HCBVTV: 1.137.850 (hộp, bao, chai lọ)

### **b) Các cơ sở gây ô nhiễm môi trường nghiêm trọng cần xử lý**

Bộ Tài nguyên và Môi trường cũng đã phối hợp với các bộ, ngành và các địa phương tiến hành Đề án: Xây dựng kế hoạch xử lý triệt để các cơ sở gây ô nhiễm MT nghiêm trọng (bảng 6.4). Đề án này đã được trình Thủ tướng Chính phủ tháng 9/2002. Theo Đề án nói trên, số lượng các cơ quan gây ô nhiễm nghiêm trọng cần phải xử lý trong giai đoạn 2001 – 2010 là 465 cơ sở bao gồm:

**Bảng 6.4. Danh mục các cơ sở cần quản lý về rác thải nguy hại**

| Tên loại hình cơ sở cần xử lý | Số lượng   |
|-------------------------------|------------|
| Cơ sở sản xuất kinh doanh     | 292        |
| Bệnh viện                     | 87         |
| Bãi rác cũ                    | 67         |
| Kho HCBVTV                    | 16         |
| Khu tồn lưu chất độc hoá học  | 3          |
| <b>Tổng cộng</b>              | <b>465</b> |

Tổng kinh phí dự toán sơ bộ để xử lý các cơ sở nói trên khoảng 3.500 đến 4.000 tỷ đồng.

### **c) Chất thải rắn y tế**

Lượng chất rắn y tế phát sinh trên phạm vi toàn quốc theo ước tính của Bộ Y tế năm 2001 là khoảng 12.500 tấn /năm. Số liệu điều tra của Bộ Y tế cho thấy, hiện nay có khoảng 61 lò đốt chất

thải y tế (CTYT) được lắp đặt trên toàn quốc. Thủ tướng Chính phủ đã chỉ đạo cho Bộ Tài nguyên và Môi trường phối hợp với Bộ Y tế tiến hành thẩm định các lò đốt CTYT theo các yêu cầu kỹ thuật, kinh tế và môi trường. Trong số 41 lò đốt đang ký thẩm định tại Cục Bảo vệ Môi trường, khi thẩm định về hồ sơ có 20 lò đạt các yêu cầu về kinh tế kỹ thuật, môi trường. Hiện nay, Bộ Y tế đã tiến hành đo đạc thực tế các lò đốt CTYT nói trên, kết quả đo đạc thực tế đang được xử lý để báo cáo Chính phủ.

Tính đến tháng 6/2002, tổng công suất xử lý của các lò đốt CTYT đạt khoảng 30 tấn/ngày. Tuy nhiên do chưa phối hợp tốt trong các khâu thu gom, vận chuyển, xử lý, nên một số các lò đốt này không vận hành hết công suất và thời gian trong ngày. Trong khi đó, rất nhiều cơ sở y tế khác lại chưa được trang bị lò đốt CTYT, vì vậy gây nên sự lãng phí trong việc không tận dụng hết công suất của các lò đốt CTYT. Tại nhiều cơ sở Y tế, CTYT vẫn còn để lẫn với các loại chất thải khác và chôn lấp đơn giản tại các bãi chôn lấp chất thải sinh hoạt. Hiện nay Bộ Y tế đang phối hợp với Chính phủ Pháp xây dựng một đề án quy hoạch tổng thể cho quản lý chất thải rắn y tế.

Nhìn chung, các CTNH có nguồn gốc phát sinh rất khác nhau. Phần lớn những chất này ở dạng các hợp chất hữu cơ, sự nguy hại và tác động của chúng đến MT đất đã được trình bày chi tiết ở chương 5, song cần phải nhấn mạnh rằng, các CTNH này có thời gian tồn lưu lâu hơn trong đất và mức độ tác động của chúng đến HST và MT đất ở mức độ nguy hiểm hơn nhiều.

### III- TÁC ĐỘNG CỦA CHẤT ĐỘC DA CAM ĐẾN MÔI TRƯỜNG ĐẤT – NƯỚC

#### 1. Khái niệm

"Chất độc da cam" là tên thường dùng để chỉ các chất diệt cỏ do quân đội Hoa Kỳ rải xuống một số vùng ở miền Nam Việt Nam trong thời gian chiến tranh. Do các chất diệt cỏ này được chứa trong các thùng có dung tích 208 lít (55 gallon), bên ngoài có sơn các dải sọc màu da cam nên mọi người gọi chung các chất diệt cỏ mà quân đội Hoa Kỳ sử dụng trong chiến tranh là chất độc da cam. Chất độc da cam (Orange agent) thực chất là hỗn hợp theo tỷ lệ 50 : 50 giữa hai chất 2,4,5 T (2,4,5 trichlorophenoxyacetic axit) và 2,5 D (diclorophenoxyacetic axit).

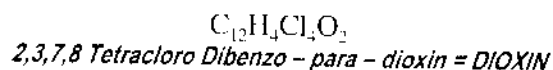
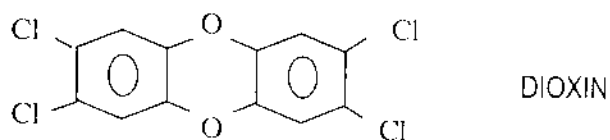
Tên gọi "màu da cam" là tên gọi chung, nhưng thực chất Mỹ đã sử dụng nhiều chất diệt cỏ khác nhau như: chất độc màu da trời (Blue Agent) là axit cacodylic (dimetyl axenic axit); chất độc màu trắng (White Agent) là hỗn hợp của 2,4D và picloram (4-amino – 3,5,6 – trichloropicolinic axit) theo tỷ lệ 4 : 1. Số lượng và thành phần các chất độc này được thể hiện trong bảng 6.5.

**Bảng 6.5. Lượng và thành phần chất độc hoá học mà quân đội Mỹ rải xuống miền Trung và Nam Việt Nam**

| CDHH                                | Thành phần hoá học              | Số lượng rải   |
|-------------------------------------|---------------------------------|----------------|
| Chất độc da cam (Agent Orange: A.O) | Hỗn hợp 50% của 2,4 T + 2,4,5 T | 44,3 triệu lít |
| Chất độc xanh (Agent Blue)          | Axit Cacodylic                  | 8,1 triệu lít  |
| Chất độc trắng (Agent White)        | Hỗn hợp của 2,4 D và Picloram   | 18,8 triệu lít |

Do các chất diệt cỏ đều chứa các hoocmôn mô phỏng, các chất phá huỷ cây trồng và cây rừng bằng cách làm rối loạn chức năng trao đổi chất hoặc phá huỷ chức năng giữ nước của cây, làm chúng bị huỷ diệt rất nhanh. Các chất diệt cỏ do Mỹ sử dụng ở miền Nam Việt Nam đều chứa chất độc dioxin, một sản phẩm "không mong muốn" được tạo thành trong quá trình sản xuất các chất diệt cỏ với hàm lượng từ 1,77 – 70ppm. Tác hại của chất da cam đến MT đất,

nước và sức khoẻ con người là do chất dioxin – 2,3,7,8 – tetrachlorodibenzo – para – dioxin (TCDD), công thức hoá học là  $C_{12}H_4Cl_4O_2$ .



Vì chất dioxin – TCDD là chất có thời gian tồn lưu rất dài trong các thành phần môi trường và trong các mô động, thực vật nên hậu quả của nó rất nghiêm trọng và lâu dài.

## 2. 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 hoá học (CDHH) là 30.101km<sup>2</sup> chiếm 16,51%. 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 HST tự nhiên và HST đất (bảng 6.6).

**Bảng 6.6. Diện tích bị rải CDHH ở miền Nam**

| TT | Địa phương         | Diện tích tự nhiên (km <sup>2</sup> ) | Diện tích bị rải (km <sup>2</sup> ) | Tỷ lệ % |
|----|--------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|---------|
| 1  | Tp. Hồ Chí Minh    | 2.029                                 | 530                                 | 26      |
| 2  | Bình Trị Thiên     | 18.340                                | 3.678                               | 20      |
| 3  | Quảng Nam– Đà Nẵng | 11.989                                | 2.639                               | 22      |
| 4  | Nghĩa Bình         | 11.900                                | 2.049                               | 17      |
| 5  | Gia Lai– Kontum    | 25.536                                | 3.301                               | 12      |
| 6  | Đắc Lắc            | 19.800                                | 727                                 | 8       |
| 7  | Phước Khánh        | 9.804                                 | 1.638                               | 16      |
| 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           | 77.578                                | 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 | Mình 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.N. 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 6.7.

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 1kg đến 1,5kg/ha 2–4–5T trừ được cỏ lá rộng, không trừ được cỏ hoà thảo.

**Bảng 6.7. Diện tích rải các hoá chất bằng máy bay (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                                   |
| <b>Tổng cộng</b>      | <b>17.326</b> | <b>1.670</b>                        |

*Nguồn: Hoàng Đình Cầu, 2000.*

Trong những năm từ 1962 - 1968, Mỹ đã rải hàng vạn tấn CDIII trong đó có chứa chất da cam chứa 2–4–5T, huỷ diệt 1.709 ha cây rừng và cây nông nghiệp. Theo Hoàng Đình Cầu (2000) liều lượng gấp 28 - 30 lần thuốc dùng trừ cỏ. Số liệu ở bảng 6.7 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 CDIII 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, Đắc Lắc, Bình Định, Phú Yên, Khánh Hoà, 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 ĐBSCL 8%.

Các chất diệt cây chủ yếu được sử dụng để phá huỷ 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 huỷ ruộng nương, hoa màu nhằm trực tiếp tiêu huỷ nguồn lương thực của quân dân miền Nam Việt Nam.

### **3. 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 huỷ 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 huỷ 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 hoà tan trong nước, độ hoà tan ước tính là  $2 \times 10^{-4}$  ppm. lơ lửng trong nước, nó có thể:

- Làm thành một lớp mỏng trên mặt nước yên tĩnh và bị quang– phân huỷ.
- Lắng đọng dần xuống đáy của môi trường nước và tồn tại lâu dài trong lớp trầm tích.
- Sự phân huỷ trong điều kiện kỵ khí kéo theo nhiều ngày; thời gian bán phân huỷ có thể đến 600 ngày.

- Nếu MT 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 – 10cm; từ 10 – 30cm hầu như ít tìm thấy dioxin, nếu có gặp thì nồng độ cũng thấp. Tuy nhiên, ở những nơi đất tối xốp, dễ ngấm nước thì dioxin có thể ngấm sâu quá 30cm. 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 huỷ dần do ánh sáng Mặt Trời. Theo một số tác giả thì sau 1 năm, 50% lượng dioxin sẽ bị phân huỷ (Kearney và cộng sự, 1972).

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

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

### 3.1. Đất rừng

Theo thống kê, CĐHH 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, huỷ 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 – 300m<sup>3</sup>/ha. Cấu trúc rừng phức tạp gồm nhiều tầng và có nhiều loài cây gỗ quý, đường kính 1 – 2m, cao 30 – 40m, 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 CĐHH là khu rừng thuộc Vườn quốc gia Bạch Mã (Thừa Thiên Huế) ở độ cao trên 1.500m. Các vùng khác bị

rải là chiến khu D, chiến khu C, rừng Bồi Lồi, rừng Cù Chi, khu vực hàng rào điện tử Mac Namara (Quảng Trị), A Lưới (Thừa Thiên Huế), khu Sa Thầy (Kon 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 trội 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.

CDHH thông qua việc huỷ 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 huỷ 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, còn tại vùng đồng bằng mức hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD thấp hơn nhiều do đất thường xuyên bị cây xối 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 6.8).

**Bảng 6.8. 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  | Pleiku–Gia Lai                                             | Đất Pleicu: 3,5<br>Chư Jok: 9,2                                                                |
| 3  | Tây Ninh                                                   | Đất: 14,0                                                                                      |
| 4  | Sông Bé (Bình Dương)                                       | Đất: 6,0                                                                                       |
| 5  | Tp.Hồ Chí Minh<br><br>H. Duyên Hải<br>Tam Hiệp<br>Rừng Sát | Đất rạch Thị Nghè: không<br>Bùn sông: 190<br>Mẫu đất = 5,4<br>32,5 ~ 47,0<br>Đất = 6,0<br>22,7 |
| 6  | A Lưới (Thừa Thiên – Huế)                                  | Đất: 17,3<br>115,2                                                                             |
| 7  | Bệnh viện 103 Hà Nội                                       | ND (ND: Không xác định được (<0,1ppt))                                                         |
| 8  | Bệnh viện Thừa Thiên – Huế                                 | 8,6; 17,3; 62,7                                                                                |
| 9  | A Lưới                                                     | 115,2 ; ND                                                                                     |
| 10 | Sông Bé                                                    | 6,0                                                                                            |
| 11 | Biên Hoà                                                   | 22,7                                                                                           |

*Nguồn: Hoàng Trọng Quỳnh, 2002*

- Có thể nêu những ảnh hưởng chính của CDHH 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 kiệt chủng, điều đó làm ảnh hưởng trực tiếp đến quá trình diễn thế, phục hồi rừng, làm 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 hoá tăng dần.

+ CDHH thông qua việc huỷ 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 VSV đất.

+ Do thảm thực vật bị CDHH phá huỷ, xói mòn bề mặt tăng, các quá trình rửa trôi xảy ra mạnh, làm mất đất, nghèo kiệt các chất dinh dưỡng, gây thoái hoá 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 5ppt. Tại đồng bằng, đất được cây xói, phơi nắng nên hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD thấp hơn nhiều.

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 897,5ppt. Nhưng một số nơi lại rất ít, chứng tỏ sự tồn lưu theo kiểu da báo.

– Mùa 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 5,43ppt 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 tối quanh năm đã khiến nó tồn tại nhiều năm vì 2,7,3,8 – TCDD bền vững ở nơi thiếu ánh sáng (bảng 6.9).

**Bảng 6.9. So sánh hàm lượng 2,7,3,8– TCDD trong đất tại rừng núi và đồng bằng**

*Đơn vị: ppt*

| Khu vực       | Địa điểm lấy mẫu đất       | Số mẫu được phân tích | Số mẫu có dư lượng |
|---------------|----------------------------|-----------------------|--------------------|
| Đất đồi núi   | Tây Ninh                   | 54                    | 14                 |
|               | Phù Lộc (Thừa Thiên – Huế) | 6                     | 4                  |
|               | Bình Dương                 | 11                    | 1                  |
|               | <b>Tổng</b>                | <b>71</b>             | <b>19</b>          |
| Đất đồng bằng | Đồng Tháp                  | 4                     | 0                  |
|               | Vĩnh Long                  | 3                     | 0                  |
|               | Sóc Trăng                  | 3                     | 0                  |
|               | Bạc Liêu                   | 3                     | 0                  |
|               | Cà Mau                     | 4                     | 0                  |
|               | <b>Tổng</b>                | <b>17</b>             | <b>0</b>           |

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 Thầy, 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 huỷ các chất hoá học 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.

– CDHH có thể gây ra:

+ Độ phì nhiêu đất bị ảnh hưởng theo chiều hướng thoái hoá.

+ 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 CDHH có thể do cấu trúc và chức năng sinh lý của chúng chỉ phù hợp với MT kiềm mặn chứ không chịu được các loại ester và muối axit của CDHH. Sau khi bị rải CDHH, nhiều cây ngập mặn bị chết, đất bị thoái hoá 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 CDHH 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 trống trước khi cây mọc lại.

+ Nguyễn Hưng Phúc (2000) cho biết, các chất diệt cỏ và các chất phân huỷ 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 huỷ của các chất da cam. Các clorophenol phân huỷ 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 CDHH, hơn 300 mẫu đất được lấy ở thượng du trong những vùng bị rải CDHH 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 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. CDHH 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, huỷ hoại môi trường và các HST.

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

Năm 1990: 115,2pg

Năm 1996: 112,0pg

Năm 1997 trên đất sân bay Aso cũ: 597,3pg, trên đất đường băng sân bay: 89,3pg

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 11kg trong thời gian từ 1965 – 1970.

\* Với thời gian bán huỷ 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 ( $F_1$ ) và cháu ( $F_2$ ) ở các nạn nhân bị nhiễm chất da cam có thể còn kéo dài đến những năm 40 hay 50 của thế kỷ XXI.

\* Hoàng Văn Huáy và Nguyễn Xuân Cự (1983) cho biết, CDHH thông qua việc huỷ 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 huỷ, xói mòn bề mặt tăng, các quá trình rửa trôi xảy ra mạnh làm cho hàm lượng chất hữu cơ, nitơ, phospho tổng số, canxi và magiê trao đổi giảm và ngược lại, hàm lượng các chất độc như  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{4+}$ ,  $Mn^{2+}$  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 6.10.

**Bảng 6.10. Phân bố 2,3,7,8- TCDD trong đất tại các xã huyện A Lưới 1996 – 1999**

| 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) TB 128,12 (n = 6) |
| 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 Thủy                            | 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 – Phân tích tại Axys-- Canada

Ghi chú: ND: không xác định được (<0,1ppt)

Những căn cứ quân sự cũ có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD cao trong đất. Trong chiến tranh, ngoài 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 6.11.

**Bảng 6.11. So sánh hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất tại cùng địa điểm khác thời gian**

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

Trong các năm đầu sau chiến tranh, trên các vùng rừng bị phá huỷ do CDHII, 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 hoá. Một nghiên cứu khác của Hoàng Đình Cầu, 2002, cho thấy, các mẫu đất được lấy ở khắp nơi trong thung lũng, tầng sâu từ 0 – 10cm, theo tuyến chính kéo dài từ xã A Dốt 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 – 897,85pg/g (pg– picogram =  $10^{-12}$  g; I – TEQ, 901,22pg/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 220pg/g; 360pg/g và 260pg/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 5pg/g, ở căn cứ Tà Bạt từ 4,3pg/g đến 35pg/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 15pg/g (tính theo tổng I-TEQ là 17pg/g). Những giá trị khác ở dọc đáy thung lũng nằm trong khoảng từ không phát hiện được (ND) đến 7,9pg/g.

TCDD ở các mức 1,8pg/g, 5,4pg/g và 6,9pg/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).

### **3.2. Diễn biến của đất ngập nước bị rải CDHH**

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 rừng ngập mặn 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 Nito 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 oxy hoá 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 dải rừng bị phá huỷ, đất trở nên hoang

hoá, ở những nơi còn ngập nước triều định kỳ thì rừng tái sinh, những nơi không ngập thì đất chuyển sang dạng axit sunphuric 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 hoá, sản lượng mùa sau kém hơn mùa trước, và chỉ sau 2 - 3 vụ thì năng suất tụt hẳn, phải bỏ hoang hoá.

- Nguyễn Tiến Dũng (2005) đã lấy các mẫu đất ở rừng nguyên sinh, rừng tái sinh tự nhiên, rừng trồng, đất hoang hoá, đất trồng lúa, trồng lạc ở những chỗ bị rải CĐHH và đi đến kết luận sau:

+ Đất ngập nước hoang hoá do rừng bị huỷ diệt bởi CĐHH có lượng  $H^+$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Al^{3+}$ ,  $SO_4^{2-}$  cao do quá trình phèn hoá, đất bị bỏ hoang không sử dụng được.

+ Lượng  $Mg^{2+}$  ở các đất rừng ngập mặn tái sinh cao hơn rừng nguyên sinh; 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 hoá 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 sunphuric. Khi pH của đất giảm mạnh là nguyên nhân để các nguyên tố kiềm và kiềm thổ bị tổng ra khỏi keo đất, hoà 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 từ 4 - 5. Với độ chua này, nhiều loại tôm cá và thực vật không thể sống nổi.

- Theo Phan Nguyễn Hồng (1983) thì sau khi bị rải CĐHH, 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,  $N_{in}$ ,  $P_{in}$ ,  $K_{in}$ , Ca đều thấp hơn rừng nguyên vị. Ảnh hưởng của CĐHH do Mỹ sử dụng trong chiến tranh đến MT 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. Hồ Chí Minh có chứa từ 1 - 31ppt dioxin ở độ sâu 150cm. Sau đó từ 1984 - 1990, các nhà khoa học Nhật Bản M. Matsuda và cộng sự trường Đại học Ehime và A. Schecter, 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 - 40ppt, cao nhất là 59 ppt, cá diết có mẫu bùn lắng rạch Thị Nghè cao tới 120ppt.

### 3.3. Đất nông nghiệp

#### a) Sự tồn lưu dioxin trong đất

Kết quả phân tích mẫu đất lấy tháng 5 năm 2003 ở khu Bà Cai, Mã Đà cho thấy vẫn còn tồn tại dioxin với hàm lượng 6,04ppt và giá trị TEQs là 35,162ppt. Lượng dioxin quy đổi từ các đồng phân (TEQs) ở tất cả các mẫu phân tích nằm trong khoảng từ 0,2 – 1,6ppt (ppt = part per trillion hay  $10^{-12}$ ).

Hàm lượng dioxin tác động mạnh đến môi trường đất, đặc biệt là khu vực sân bay Biên Hoà – 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 phospho tổng số giảm nhiều, đất bị nghèo kiệt kali và phospho 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 hoá 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 6.12.

**Bảng 6.12. 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. Hồ Chí Minh | Rạch thị Duyên Hải    | – Đất      | 190                     |
|               |                 |                       | – Đất      | 3,8                     |
|               |                 |                       | – Đất      | 57                      |
|               |                 | Rừng Sát              | – 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 Hoà      | – 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  | Phủ Lộc<br>Bạch Mã    | – Đất      | 9,2                     |
|               |                 |                       | – 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 6.12 cho thấy, hàm lượng dioxin trong đất cao nhất chỉ tồn tại ở khu vực sân bay Biên Hoà, nơi này trước đây đã được quân đội Mỹ sử dụng làm kho chứa CĐHH và



cũng là bãi rửa máy bay sau mỗi phi vụ phun rải CDDH, do vậy lượng dioxin tích tụ trong các tầng đất thường rất cao, gây độc cho môi trường xung quanh.

### b) Hàm lượng dioxin theo độ sâu tầng đất

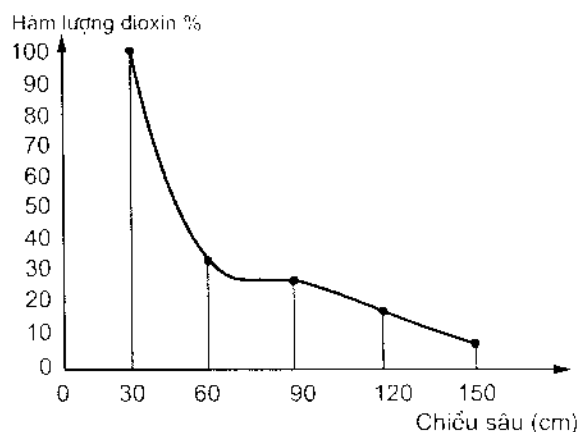
Từ năm 1995 đến năm 2000, một số cơ quan Việt Nam như: Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga, Ủy ban 10 – 80, phòng thí nghiệm HV1–ĐHQG Hà Nội, với sự hợp tác của Công ty tư vấn Hatfield, Canada và Viện hàn lâm khoa học Nga đã phân tích 255 mẫu đất ở các tỉnh Đồng Nai, Bình Dương, Tây Ninh, Thừa Thiên Huế,... Số liệu phân tích cho thấy, đã phát hiện dioxin với nồng độ trung bình là 17,16ppt ở độ sâu tầng đất từ 10 – 30cm, còn trong bùn lắng ở các sông Đồng Nai (khu vực Biên Hoà), sông Cái (Nha Trang), vịnh Nha Trang, hồ Biên Hùng (Biên Hoà), hồ Gò Vấp (Tp. Hồ Chí Minh) có hàm lượng dioxin trung bình là 10ppt. Ở các điểm nóng xung quanh sân bay Biên Hoà, 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 62,4ppt. Một nghiên cứu khác đã tiến hành phân tích các mẫu đất với độ sâu khác nhau được dẫn ra ở bảng 6.13.

**Bảng 6.13. Kết quả phân tích các mẫu đất ở độ sâu khác nhau tại Bình Mỹ, Chánh Mỹ (Tân Uyên) và Tân Bình (Tân Biên) (ppm)**

| Ký hiệu mẫu      | Nồng độ<br>2,4,5,7,8–TCDD | Nồng độ<br>2,3,7,8–TCDF | Nồng độ OCDD  |
|------------------|---------------------------|-------------------------|---------------|
| <b>Bình Mỹ:</b>  |                           |                         |               |
| – 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  |
| <b>Tân Bình:</b> |                           |                         |               |
| – 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         |
| <b>Mỹ Chánh:</b> |                           |                         |               |
| – 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 30cm và nồng độ của chúng thường tập trung ở độ sâu 5 – 10cm và do đó các mẫu đất được lấy để phân tích thường ở các lớp đất từ 0 đến 30cm (hình 6.1). 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 (10cm/12 năm).



**Hình 6.1. Đồ thị lan truyền dioxin trong đất theo chiều sâu (%)**

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, tùy tính chất của đất, dioxin có thể di chuyển theo độ sâu đến 2,5m. 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%), đất cát pha có hàm lượng sét thấp, từ 7 – 15% (đến độ sâu 1,5m 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 1,5m).

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, 150cm có các kết quả không theo quy luật nhưng đến độ sâu 150cm còn phát hiện thấy đồng phân 2,3,7,8 - TCDD với hàm lượng 8,4ppt (bảng 6.14).

**Bảng 6.14. 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           |
| <b>Tổng hàm lượng độc tính</b> | <b>1,886</b>                 | <b>4,000</b> | <b>11,804</b> | <b>2,071</b> | <b>10,077</b> |

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 2,5m đã phát hiện thấy hàm lượng TEQ đến 30,86ppt, hàm lượng đồng phân 2,3,7,8 – TCDD là 29,4 trong khi đó ở lớp đất gần bề mặt khoảng 30cm chỉ phát hiện TEQ ở mức 9,35ppt (bảng 6.15).

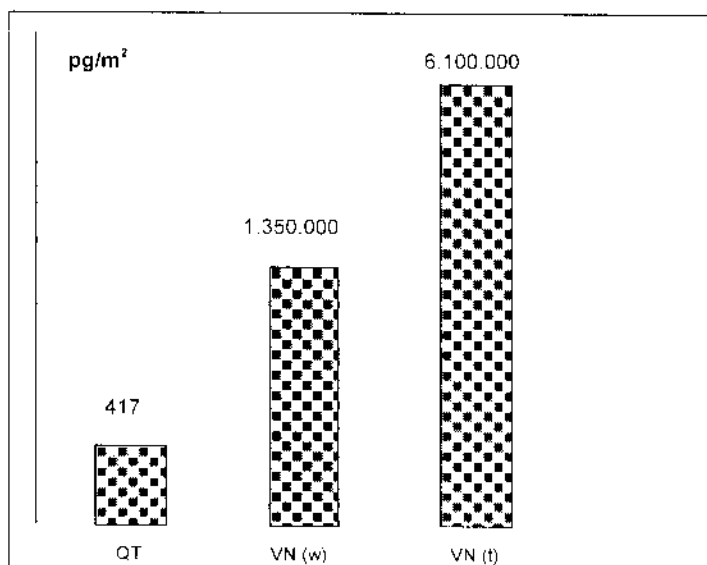
Các khảo sát trên đây cho thấy dioxin (2,3,7,8-TCDD) có khả năng di chuyển theo chiều sâu không phải chỉ đến 20 – 30cm mà còn có thể đến hàng mét, điều này phụ thuộc vào chất lượng của đất, đặc biệt là hàm lượng mùn và sét trong đất, hàm lượng mùn và sét thấp trong đất sẽ làm tăng khả năng thấm sâu của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

**Bảng 6.15. Kết quả phân tích hàm lượng PCDD/PCDF (pg/g = ppt) trong đất xã Tân Bình, Tân Biên, Tây Ninh**

| 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     |

Nguồn: Nguyễn Tiến Dũng, 2005

Dựa trên các số liệu phân tích từ năm 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 6.2).



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 107mg/ha (1970);

VN (t): Theo số liệu phân tích thực tế (1985 – 2000).

**Hình 6.2. Hàm lượng nền dioxin trong đất ở miền Nam Việt Nam**

Hình 6.2 so sánh tổng quát, theo số liệu của Brzuzy và Hites, 1996, thì mật độ dioxin trong đất vùng nhiệt đới là  $417\text{pg/m}^2/\text{năm}$ ; Theo Westing thì mật độ trung bình của dioxin lúc mới phun rải ở miền Nam Việt Nam là  $107\text{mg/ha}$  và nếu chúng ta chấp nhận chu kỳ bán phân huỷ của dioxin trong đất là 10 năm thì đến năm 2000, mật độ trong đất khoảng  $135 \times 10^4\text{pg/m}^2$ . Tuy vậy, theo số liệu phân tích các mẫu thực tế ở một số vùng còn tồn lưu dioxin thì mật độ là  $610.10^4\text{pg/m}^2$ , 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 huỷ tự nhiên cao thì hàm lượng dioxin không còn đáng ngại.

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. Hồ Chí Minh là 2/9. Hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong 14 mẫu ở Tây Ninh dao động từ 1,2 đến 38,5ppt, trung bình là 14,0ppt; 4 mẫu ở Phú Lộc có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD từ 4,4 - 17,0 và trung bình là 8,6ppt; 1 mẫu ở Sông Bé có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD là 6,0ppt; 2 mẫu ở Tp. Hồ Chí Minh có hàm lượng 2,3,7,8-TCDD là 36 và 59ppt. 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 tầng 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 6.16).

**Bảng 6.16. 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 (Thừa Thiên – Huế)                        | 20          | 1,0 (n = 1)                     | Olle– Hà Lan     |
| 1986          | Quỳnh, Đài          | Tam Hiệp (Tp.Hồ Chí Minh)<br>Lương Hoa (Bến Tre) | 25          | TB 20,23 (hàng 5,4–4,5) (n = 4) | Ehime– Nhật      |
| 1987          | Quỳnh, Bôi          | Phú Lộc (TT Huế)                                 | 25          | TB 19,5 (hàng ND -39) (n = 2)   | Ehime–Nhật       |
| 1989          | Quỳnh, 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          | ND (n = 4)                      |                  |
|               |                     | – Long Hồ (Vĩnh Long)                            | 10          | ND (n = 3)                      |                  |
|               |                     | – 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          | Quỳnh, 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          | Quỳnh, Matsuda      | – Hồng Vân (A Lưới)                              | 10          | ND (n = 1)                      | Axys<br>Canada   |
|               |                     | – Tà Bạt (A Lưới)                                | 10          | TB 12,75 (hàng 8,5–17) (n = 2)  |                  |
| 1996 đến 1999 | Quỳnh, Boivin, Dũng | – Chi Khê (Nghệ An)                              | 10          | ND (n = 2)                      |                  |
|               |                     | – A Lưới                                         | 10          | TB 47 (hàng ND–898) (n = 56)    |                  |

Ghi chú: ND: không xác định được ( $< 0,1\text{ppt}$ )

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, Bưu 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 – 72kg 2,3,7,8-TCDD. Trong thực tế, sau khi phun rải CDIII, cây cối bị khô héo, quân đội Mỹ đã thả bom napan để đốt trụi, đây là điều kiện để tạo nên dioxin thứ cấp. Xã Đồn 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 Tl<sub>Q</sub> thấp nhất là 1,37ppt, cao nhất là 27,78ppt, 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 – 14.216ppt, đây là dấu hiệu đặc trưng cho dioxin thứ cấp. Cũng không chỉ riêng Đồn Thuận, mà OCDD còn phát hiện thấy trong hầu hết các mẫu đất phân tích ở các vùng rừng núi đã từng bị rải CDIII 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.

Theo báo cáo của Ủy ban 10 – 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 2,28ppt đến 7,8ppt. Đất xung quanh đường băng của sân bay cũ (Rang Rang) có nồng độ dioxin trong khoảng từ 1,82ppt đến 19,10ppt (bảng 6.17).

**Bảng 6.17. Kết quả phân tích Polychlorodibenzo-p-dioxin trong đất/ trầm tích (0 – 10cm) khu vực tỉnh Đồng Nai năm 1997 (pg/g)**

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

Ghi chú: ND – không xác định (< 0,1ppt), Nguồn: Đỗ Quang Huy, 2003

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 huỷ diệt (bảng 6.18).

**Bảng 6.18. 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 147.35ppt, đất đã cày bừa chỉ còn 4.20ppt. 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 - 15cm vừa đủ để lưỡi cày, cuốc, bừa có thể đào 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 huỷ 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 huỷ của dioxin chỉ ở mức độ nhất định. Tại Hội nghị khoa học Quốc tế ở Tp. Hồ Chí Minh khẳng định chu kỳ bán phân huỷ 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 1kg 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 huỷ 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 huỷ của 2,3,7,8- TCDD trong lớp đất mặt (0,1cm) 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 hoà 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 hoà tan trong nước và rất ít bị rửa trôi. Dioxin di chuyển trong MT 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 hoá 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, nhiệt độ, mưa, vi sinh vật đã làm cho dioxin trong môi trường đất bị phân huỷ dần theo thời gian. Dioxin hoàn toàn không bị phân huỷ 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 vi sinh vật đặc hiệu có thể phân huỷ các loại chất độc khó phân huỷ, 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 hoá bởi vi sinh vật trong môi trường đất. Thời gian bán phân huỷ của dioxin trong đất, bùn đáy và nước được thể hiện ở bảng 6.19.

**Bảng 6.19. Thời gian bán phân huỷ của dioxin trong đất, bùn đáy và nước**

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

Nguồn: Nguyễn Tiến Dũng, 2004

Căn cứ vào những số liệu phân tích trên 1.000 mẫu đất ở Việt Nam và một số khảo sát ở sân bay Đà Nẵng, 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 huỷ của dioxin trong đất không phải là 3 – 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 5cm có giá trị 8,5 và 17ppt (trung bình 12,75ppt); 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; 18,35ppt (trung bình 9,35ppt), 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 Hoà là các nơi không trực tiếp bị phun rải CDDH nhưng đều phát hiện thấy 2,3,7,8 – TCDD tương ứng là 5,1 – 14,5; 59,0; 4ppt vào những năm của thập kỷ 90 của thế kỷ XX.

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, nhất là khu vực sân bay Biên Hoà 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 huỷ 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 – 30cm mà còn sâu hơn nhiều, có thể đến 2,5m.

– Dioxin thứ cấp được tạo nên do đốt cháy bằng bom napan sau khi rừng cây bị chết do CĐHH diệt cây là điều có thể nhận diện được.

Về lượng dioxin có lẫn trong CĐHH 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 170kg; Theo J.M. Stellman có 366kg (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 huỷ của 2,3,7,8 – TCDD trong đất là sau 10 năm và hơn nữa (bảng 6.20).

**Bảng 6.20. Ước tính hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD trung bình các vùng bị rải theo thời gian**

| <b>Tổng 2,3,7,8 – TCDD (kg)</b> | <b>Nồng độ 2,3,7,8 – TCDD (ppt)</b> |                   |                   |                   |
|---------------------------------|-------------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
|                                 | <b>Ban đầu</b>                      | <b>Sau 10 năm</b> | <b>Sau 20 năm</b> | <b>Sau 30 năm</b> |
| 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 Hoà; 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 Hoà, 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 1.000 mẫu đất, bùn lầy (riêng Trung tâm Nhiệt đới 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:

– Vùng ĐBSCL đã bị rải CĐHH 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).

– 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 23,5ppt), thấp hơn tiêu chuẩn đất canh tác nông nghiệp và đất không canh tác của Hoa Kỳ (27 và 1.000ppt), tuy vậy độ tồn lưu trên còn cao hơn tiêu chuẩn cho phép của một số nước phát triển khác như Đức, Italia, Hà Lan cho đất nông nghiệp, đó là 5–10ppt.

– 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 15,05ppt (bảng 6.21).



**Bảng 6.21. Tồn lưu dioxin trong đất và bùn lắng ở một số vùng miền Nam Việt Nam từ 1985 – 2000**

| 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 – 30cm          |
| 2  | Miền Đông Nam Bộ:                          | 10,00             | n = 83; d = 20 – 30cm          |
| 3  | – Bình Dương (Mỹ Bình)                     |                   |                                |
| 4  | – Tây Ninh (Tân Bình, Đôn Thuận)           | 9,05              | n = 45; d = 20 – 30cm          |
| 5  | – Đồng Nai (Biên Hoà)                      | 2,61              | n = 28; d = 30cm               |
|    | 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                          |
|    | Các căn cứ quân sự cũ:                     | >1 triệu          | n = 1                          |
|    | – Sân bay Biên Hoà                         | rất cao           | n = 106; d = 0 – 120cm         |
|    | – Sân bay Đà Nẵng                          | rất cao           | n = 94; d = 0 – 150cm          |
|    | – Sân bay Phù Cát                          | cao               | n = 32; d = 0 – 60cm           |
|    | – Sân bay A So                             | 144,05            | n = 15; d = 20 – 30cm          |
|    | – Sân bay A Lưới                           | 11,63             | n = 9; d = 10cm                |
|    | – Sân bay Trà Bạt                          | 12,32             | n = 9; d = 20cm                |
|    | – Sân bay Phan Rang                        | 9,06              | n = 3; d = 10cm                |

Nguồn: Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005.

– 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 Ủy ban 10 – 80).

– 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 16,41ppt. Giá trị TEQs của dioxin trong mẫu phân tích là 30,135ppt.

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 quy đổi TEQs trong mẫu 3 mẫu đất ven bờ Bàu Sấu còn tồn tại ở mức 0,18ppt.

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.

– 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 10ppt nằm trong giới hạn cho phép của quốc tế (Đức: 1–10ppt).

### 3.4. 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 hoá chất, người dân ít dùng thuốc trừ sâu như ở khu vực miền núi thì trong bùn đáy vẫn phát hiện thấy dioxin (bảng 6.22).

**Bảng 6.22. Hàm lượng 2,7,3,8-TCDD trong bùn sông rạch (ppt)**

| Địa điểm      | Tp. Hồ Chí Minh | Xã A Ngo, A Lưới (Huế) | Xã Đông Sơn, A Lưới (Huế)                 | Xã Tân Lập, Tân Uyên (Bình Dương) |
|---------------|-----------------|------------------------|-------------------------------------------|-----------------------------------|
| Rạch Thị Nghè | 190 (năm 1985)  |                        |                                           | ND (năm 1985)                     |
| Sông Lòng Tàu | 59 (năm 1990)   |                        |                                           |                                   |
| Sông Đồng Nai | 3 (năm 1990)    |                        |                                           |                                   |
| Sông A sập    |                 |                        | 0,8 (năm 1999)                            |                                   |
| Ao cá         |                 | 5,3 (1999)             | TB 5,6 (1999)<br>(hàng 1,8 – 8,5) (n = 5) |                                   |

*Nguồn: Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005.*

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

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

A Lưới là vùng không có công nghiệp hoá chất, người dân không sử dụng hoá chất BVTV (HCBVTV). Từ năm 1990, người dân đào ao thả cá. Ao sâu 3 – 4m 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.

## 4. Hàm lượng dioxin trong đất khu vực điểm nóng

### 4.1. Ô nhiễm dioxin trong đất khu vực sân bay Biên Hoà

Sân bay Biên Hoà, 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. Arnold Schechter,...

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 Hoà 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 Hoà có thể lên tới 1.000 lần so với nồng độ TCCP trong đất và hàng trăm lần so với TCCP 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 Hoà là rất cần thiết và mang tính bức xúc cao.

### 4.2. Các căn cứ quân sự khác ở Nam Việt Nam

Biên Hoà, Đà Nẵng, Nha Trang và Phù Cát 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 Hoà. Giữa tháng 1 và tháng 3. 1970, ba vụ chảy tràn khác với khối lượng ít hơn đã xảy ra tại Biên Hoà. Hiện tại có 2 nguồn ô nhiễm chất da cam: Đó là do rải chất da cam và ở các kho bãi của các căn cứ quân sự cũ.

Thung lũng A Lưới là phần trọng yếu của đường mòn Hồ Chí Minh. 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 Hoà 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 Hoà, 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 6.23).

**Bảng 6.23. 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 hoá học, Bộ Quốc phòng, 2004

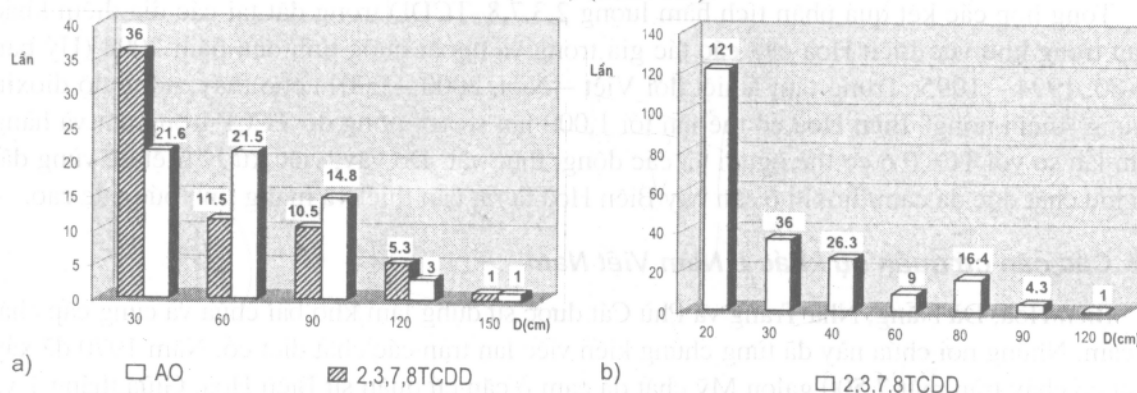
Số liệu của bảng 6.23 cho phép rút ra một số nhận xét:

– Hàm lượng dioxin trung bình trên lớp đất 30cm 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 150cm, hàm lượng dioxin trung bình của 5 điểm lấy mẫu vẫn còn cao (951ppt).

– 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 1368 lần.

– 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 hoạ 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 (6.3a) và Biên Hoà (6.3b) (hình 6.3).



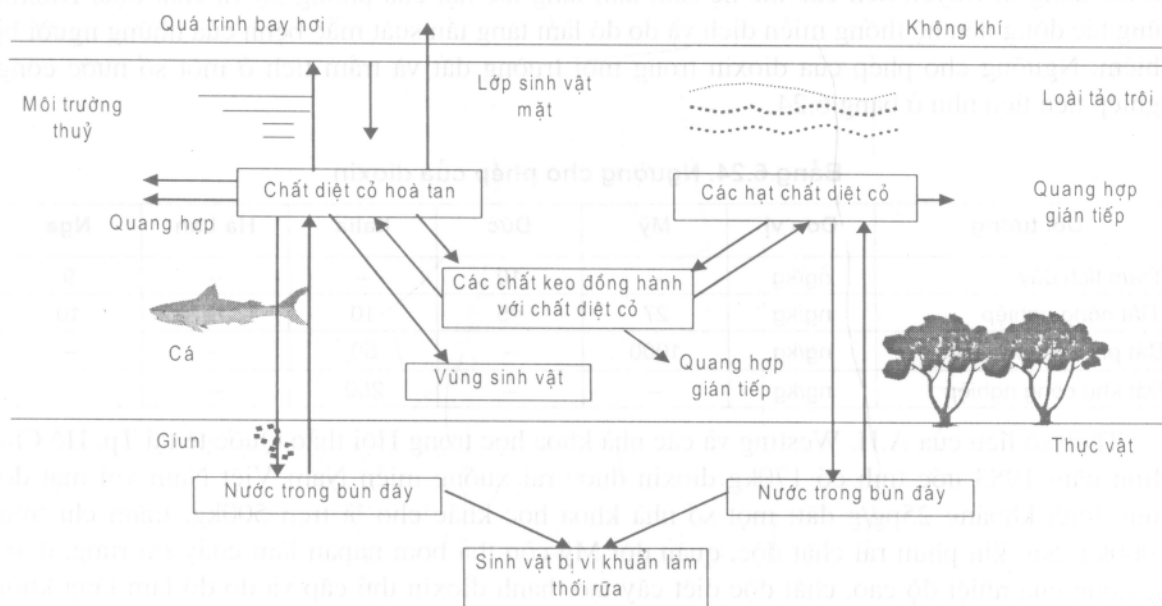
**Hình 6.3. Sự phân bố chất độc da cam và 2,3,7,8-TCDD theo chiều sâu tầng đất ở sân bay Đà Nẵng và Biên Hoà**

## 5. Tương tác giữa chất độc hoá học với môi trường đất – nước

### 5.1. 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 hoà 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 6.4).



Hình 6.4. Quá trình di chuyển và biến đổi của chất độc da cam/dioxin trong môi trường nước

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

Dioxin có những đặc tính:

- Không hoà tan trong nước, độ hoà tan ước tính  $2 \times 10^{-4}$  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 – 10cm) 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 30cm 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 Pausten Back (1992) thì thời gian tồn lưu của dioxin trong môi trường đất khá dài. Ở tầng đất mặt 0,1 – 0,2cm dioxin dễ bị quang phân và có thời gian bán huỷ từ 9 – 15 năm; ở tầng đất sâu hơn, thời gian bán huỷ 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.

Theo tính toán, liều lượng trung bình có thể làm chết người trong 1 lần tiếp xúc qua đường ăn uống là 0,05 – 0,07ppm. 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 – 4pg/kg ngày đêm, nghĩa là một người có cân nặng 50kg trong một ngày đêm chỉ cho phép một liều lượng rất nhỏ là 50 – 200pg (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. Dioxin 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 6.24.

**Bảng 6.24. Ngưỡng cho phép của dioxin**

| Đối tượng           | Đơn vị | Mỹ   | Đức | Italia | Hà Lan | Nga |
|---------------------|--------|------|-----|--------|--------|-----|
| Trầm tích đáy       | ng/kg  | –    | 10  | –      | –      | 9   |
| Đất nông nghiệp     | ng/kg  | 27   | <5  | 10     | 10     | 10  |
| Đất phi nông nghiệp | ng/kg  | 1000 | –   | 50     | –      | –   |
| Đất khu công nghiệp | ng/kg  | –    | –   | 250    | –      | –   |

Theo số liệu của A.H. Westing và các nhà khoa học trong Hội thảo Quốc tế tại Tp. Hồ Chí Minh năm 1983 ước tính có 170kg dioxin được rải xuống miền Nam Việt Nam với mật độ trung bình khoảng 25pg/g đất; một số nhà khoa học khác cho là trên 500kg, thậm chí trên 2.000kg. 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.

## **5.2. Ảnh hưởng của CĐHH 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 vi khuẩn 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 CĐHH, có số lượng vi khuẩn gram âm, hình que ngắn chiếm ưu thế. Ngoài ra cũng gặp một số dạng trực khuẩn gram dương.

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

+ Dùng 1kg/ha 2–4–5T phun lên lúa giai đoạn lúa 3lá và khi lúa đẻ đã hạn chế cỏ lá rộng, cỏ năn, cỏ lác, lúa không bị ảnh hưởng.

+ Phun 5kg/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 10kg/ha giai đoạn lúa 3 lá và lúa đẻ, gốc lúa phình to, thân co thắt và cong, lúa vàng nặng, không hồi phục.

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

+ Đối với VSV đất:

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

\* Phun 20kg/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 môi trường đất. Điều này được giải thích là trong thiên nhiên không có các vi khuẩn có khả năng phá huỷ 2,4,5-T và sử dụng nó như là nguồn cacbon duy nhất. Để giải thích sự phân huỷ 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 huỷ 2,4,5-T và các phenoxy axit có 3 clo khác xảy ra trong những điều kiện cộng sinh và đồng chuyển hoá. 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 huỷ được 2,4,5-T thành khí CO<sub>2</sub>, 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. Theo Paul J.Zinke (2000), trong đất có nhiều vi khuẩn sống, nhất là ở đất giàu chất hữu cơ, có tất cả các điều kiện phân huỷ khá nhanh, cả 2,4-D lẫn 2,4,5-T thành các sản phẩm không độc.

### 5.3. Đề xuất ngưỡng dioxin trong đất Việt Nam

Ngưỡng của một chất là giới hạn nồng độ của chất đó trong môi trường (đất, bùn, nước, không khí) hay trong cơ thể mà với nồng độ đó, con người không bị ảnh hưởng xấu của chất đó đến sức khoẻ hiện tại cũng như trong suốt cuộc đời. Ngưỡng phụ thuộc vào rất nhiều yếu tố như vào tính chất hoá, lý và tác động sinh học của chất đó, có thể xác định được trong phòng thí nghiệm và trên động, thực vật thực nghiệm. Tác động của chất độc lên con người theo ngưỡng cũng phụ thuộc vào một loạt các yếu tố, kể cả những yếu tố chỉ định tính mà không thể định lượng được. Giới, tuổi, cân nặng, thể địa, người đã mang một số bệnh khác, người có thói quen uống rượu hay hút thuốc lá và kể cả thói quen sinh hoạt đều ảnh hưởng đến mức độ và tính chất tác động của chất độc.... Vì vậy, với nồng độ chất độc như nhau, ở người này có thể mắc bệnh nhưng người khác lại không. Đó là những lý do khách quan để quy định về ngưỡng của các nước rất khác nhau, thậm chí chênh nhau hàng chục lần. Điển hình là ngưỡng dioxin trong môi trường và trong cơ thể người. Để đưa ra ngưỡng, về nguyên tắc khoa học, phải tiến hành nghiên cứu trên quy mô khá rộng, đòi hỏi kỹ thuật, kinh phí và thời gian với những phương pháp cơ bản: có thể theo dõi biến động của nồng độ trong môi trường và trong cơ thể, biến động của sức khoẻ, bệnh tật và so sánh với những nhóm đối chứng. Điều này chỉ có thể thực hiện đầy đủ ở một số nước phát triển, còn các nước khác, hoặc chưa ban hành ngưỡng, hoặc áp dụng ngưỡng của các nước tiên tiến. Ở Việt Nam, chúng ta chưa thể tổ chức tổ chức nghiên cứu để xuất ngưỡng dioxin trong đất, bùn, nước, không khí và trong cơ thể người bằng các phương pháp khoa học chặt chẽ, nên phải áp dụng ngưỡng của một số nước khác, nhưng phải đảm bảo tính phù hợp về lý luận và thực tiễn. Như trên đã phân tích, chất dioxin có thể tồn tại trong môi trường đất – nước ở dạng hoà tan hoặc kết dính với những chất lơ lửng và dễ dàng xâm nhập vào bùn đáy. Dioxin trong đất – nước sẽ bị động vật và thực vật thủy sinh hấp thụ và

cuối cùng đi vào cơ thể người. Hệ thống đất gồm các 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 và các quá trình biến đổi phức tạp. Theo Tổ chức Y tế Thế giới (WHO), 1998, trên 90% lượng dioxin đi vào cơ thể người là qua con đường ăn uống như rau, quả, thực phẩm và đất 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).

### 5.3.1. Giới thiệu về tiêu chuẩn dioxin trong đất một số quốc gia trên thế giới

Tiêu chuẩn hiện tại về dioxin trong đất của một số nước trên thế giới được thể hiện ở bảng 6.25.

**Bảng 6.25. Tóm tắt tiêu chuẩn dioxin của một số nước**

| Quốc gia                                                         | Tiêu chuẩn đất dân cư | Chú giải                                                                                                                   |
|------------------------------------------------------------------|-----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Nhật Bản                                                         | 1.000ngl-TEQ/ kg      | Tiêu chuẩn chất lượng MT dưới Luật liên quan tới biện pháp đặc biệt chống lại dioxin.                                      |
| Vùng 6 thuộc Cục BVMT Mỹ                                         | 39ngl –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 người.                         |
| Vùng 9 thuộc Cục BVMT Bang Michigan                              | 90ngl –TEQ/kg         |                                                                                                                            |
| Cục tiêu chuẩn chất lượng MT Bang Michigan                       | 90ngl – TEQ/kg        | Tiêu chuẩn đối với những tiếp xúc trực tiếp căn cứ vào hệ số rủi ro gây ung thư là 1:100.000 người.<br>Mức cần phòng ngừa. |
| Cơ quan Y tế cộng đồng Cục quản lý chất độc và thống kê bệnh tật | ≤ 50ngl – TEQ/kg      |                                                                                                                            |
|                                                                  | 50 ≤ 1.000ngl –TEQ/kg | Mức cần đánh giá                                                                                                           |
|                                                                  | ≥ 1.000 ngl – TEQ/kg  | Mức cần hành động                                                                                                          |

Ghi chú: TEQ- Dioxin quy ra độ độc tương đương (Toxicity Equivalency). Nguồn ATDR, 1998.

### 5.3.2. Đề xuất tiêu chuẩn dioxin trong môi trường đất ở Việt Nam

Dựa trên các kết quả nghiên cứu về độc học và dịch tễ học có liên quan đến TCDD và sự phơi nhiễm tiềm ẩn trong môi trường đất, TS. Nguyễn Tiến Dũng đã đề xuất tiêu chuẩn tạm thời dioxin trong đất 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 trong vùng, ngoài dioxin.

**Mức 2:** Mức giới hạn hàm lượng Dioxin từ 50 - 1.000 (ng TEQ/kg), là mức cảnh báo. Với mức này cần xác định mức độ ô 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 bằng từ hàm lượng dioxin trong đất từ 50ppt đến gần 1 ppt 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 bị 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 suốt cuộc đời).

Mức 3: Mức giới hạn hàm lượng dioxin 1.000 (ng TEQ/kg) được gọi là “điểm nóng” và là mức cần có biện pháp xử lý, loại bỏ và di dời dân cư 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 nhằm ngăn ngừa phơi nhiễm ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng dân cư.

Như vậy, để 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)  $\leq 50$  ppt (0,05ppb), 0,05ppb đến 1ppb và 1ppb ở đất cư trú, là các giá trị hướng dẫn nhằm bảo vệ sức khỏe cộng đồng dân cư, để ra những biện pháp làm sạch môi trường khu vực 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,...

#### **Ngưỡng dioxin trong đất và trầm tích (TCVN 8183: 2009):**

Theo tiêu chuẩn quốc gia của Việt Nam (TCVN 8183: 2009) áp dụng cho môi trường đất và trầm tích tại các điểm bị ô nhiễm nặng dioxin, trên cơ sở làm căn cứ cho hoạt động khoanh vùng, xử lý dioxin tại các điểm bị ô nhiễm nặng dioxin nhằm giảm thiểu tác hại của dioxin đối với sức khỏe con người và môi trường (Tiêu chuẩn này không áp dụng cho đất, trầm tích bị nhiễm bản chất thải nguy hại).

Điểm bị ô nhiễm nặng Dioxin được quy định là:

- Khu vực hoặc vùng địa lý có hàm lượng dioxin trong đất vượt quá 1.000ng/kg TEQ, hoặc trong trầm tích vượt quá 150ng/kg TEQ.
- Lớp đất bị nhiễm bản dioxin ở hàm lượng vượt quá 1.000ng/kg TEQ, hoặc trầm tích bị nhiễm bản dioxin ở hàm lượng vượt quá 150ng/kg TEQ.

Khu vực hoặc vùng địa lý được cơ quan có thẩm quyền ấn định là điểm bị nhiễm bản dioxin rất cao và phải được xử lý.

Ngưỡng dioxin trong môi trường đất và trầm tích tại các điểm bị ô nhiễm nặng dioxin được quy định trong bảng 6.26.

**Bảng 6.26. Ngưỡng dioxin trong đất và trầm tích**

| Môi trường | Ngưỡng | Phương pháp xác định      |
|------------|--------|---------------------------|
| Đất        | 1.000  | EPA Method 8280B hoặc EPA |
| Trầm tích  | 150    | Method 8290A              |

Tổ chức Y tế thế giới và Chương trình Quốc tế về an toàn hoá học và nhiều nhóm nghiên cứu khác xác định: chất gây ô 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 50ppt (0,05ppb) TCDD, tương đồng với 50ppt TEQ phơi nhiễm từ đất. Theo Kimbrough, lượng hóa chất được coi là ngưỡng xảy ra phơi nhiễm là 1ppb TCDD trong đất cư trú.

## TÓM TẮT CHƯƠNG 6

Nội dung của chương trình bày các khái niệm về những chất nguy hại trong môi trường, tình hình phát sinh, các tác động của chúng đến môi trường đất và những chất đặc biệt nguy hại cần phải xử lý. Nội dung của chương đề cập chi tiết đến dioxin— một chất nguy hại gây nhiều bức xúc đối với môi trường đất nước và sức khỏe con người ở nước ta. Bằng nhiều nguồn số liệu cập nhật nhằm giới thiệu với bạn đọc về đặc điểm và sự tồn lưu của chúng trong một số loại đất của Việt Nam và đặc biệt trong đất ở những điểm nóng và sự tương tác của dioxin trong môi trường.

## CÂU HỎI

1. Khái niệm về hoá chất nguy hại, cho ví dụ và phân tích tác động của chúng đối với môi trường đất và sức khỏe con người.
2. Nêu những hoá chất nguy hại thường gặp trong môi trường đất, tình hình phát sinh và các giải pháp xử lý.
3. Khái niệm về chất độc da cam dioxin, đặc điểm và sự tồn lưu của chúng trong môi trường đất.

## Chương 7

# SỰ DI CHUYỂN CÁC CHẤT GÂY Ô NHIỄM TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Sau khi đến bề mặt đất, các chất gây ô nhiễm đều bị chuyển hoá hoá học, quang hoá hoặc sinh học, hoặc bị đất giữ ở dạng hấp phụ hoặc tạo thành những tồn dư. Một phần khác linh động trong môi trường đất và theo phương thức thấm lọc đi vào nước ngầm. Các chất gây ô nhiễm được phân bố lại trong phẫu diện đất ở dạng hoà tan, dạng khí hoặc hấp phụ trên keo đất. Độ lớn và động học của sự phân bố lại được quyết định bởi tính chất đất; tính chất các chất gây ô nhiễm; điều kiện môi trường đất và bởi việc quản lý đất bị ô nhiễm.

Sự di chuyển gian pha giữa các chất gây ô nhiễm có thể xảy ra trong quá trình phân bố lại các chất dọc theo phẫu diện đất. Động học và độ lớn của các quá trình được lôi cuốn vào như sự hoà tan, bay hơi và lưu giữ, được coi là sự di chuyển các chất gây ô nhiễm trong đất.

Các chất gây ô nhiễm trong thời gian di chuyển qua môi trường đất cũng bị tác động của các phản ứng trong đất.

Những phản ứng này là hoà tan, kết tủa, phân huỷ hoá học, sinh học đều liên quan đến sự phân bố lại các chất gây ô nhiễm trong phẫu diện đất.

## I- CÁC DẠNG TỒN TẠI CỦA CHẤT GÂY Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Đất gồm 3 thể và khi đất bị ô nhiễm thì các chất gây ô nhiễm có thể liên kết với 1 hoặc nhiều thể. Mức độ các chất gây ô nhiễm phân bố trong các thể của đất phụ thuộc vào những đặc trưng của các thể đất và của chất gây ô nhiễm. Điều quan trọng phải hiểu là, các chất gây ô nhiễm liên kết như thế nào và hành vi của chất gây ô nhiễm đó trong đất được gọi là các quá trình **chuyển hoá thể**, (phase-transfer processes). Quá trình chuyển hoá thể của các chất gây ô nhiễm gồm:

- Thoát hơi: chuyển hoá giữa chất gây ô nhiễm nguyên chất và các dạng khí.
- Hoà tan: chuyển hoá giữa chất gây ô nhiễm nguyên chất và thể lỏng.
- Bay hơi: chuyển hoá giữa thể lỏng và thể khí.
- Hấp phụ: chuyển hoá giữa thể lỏng và thể rắn.

### 1. Hoà tan và bay hơi

Phân tử các chất gây ô nhiễm hoặc những ion chuyển từ dạng nguyên chất sang lỏng gọi là hoà tan. Phụ thuộc vào điện tích, các ion vô cơ phản ứng mạnh với nguyên tử oxy của phân tử nước ( $\text{HOH}$ ) và thể hiện tính hoà tan lớn. Tuy nhiên, vẫn tồn tại những tương tác cạnh tranh làm hạn chế độ tan của nhiều hợp chất vô cơ. Yếu tố chính trong hoà tan là năng lượng cần thiết để bẻ gãy mối liên kết giữa các phân tử của thể rắn và sự có mặt của những thành phần hoà tan khác mà chúng có khả năng liên kết với ion.

Trong những điều kiện tự nhiên, sự tương tác của những ion kiềm ( $\text{Li}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) và kiềm thổ ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) với những thành phần hoà tan khác tương đối yếu nên các ion vô cơ vẫn tồn tại ở trạng thái hoà tan. Tuy nhiên, nhiều ion đa hoá trị phản ứng rất mạnh với phân tử nước, thậm chí có thể tách được cả ion  $\text{H}^+$  khỏi phân tử nước để hình thành hydroxyoxit như  $\text{FeOOH}$ ,

$\text{Al}(\text{OH})_3$  và  $\text{SiO}_2$ . Do những phân tử hydroxyoxit không tích điện nên chúng có xu thế tạo thành kết tủa từ dung dịch nước. Một số cation có điện tích cao ( $\text{S}^{6+}$ ,  $\text{C}^{4+}$ ) phản ứng rất mạnh với oxy và chỉ thấy ở dạng oxyanion ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ). Tuy một số oxyanion mang điện hoà tan trong nước, một số oxyanion khác ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{MoO}_4^{2-}$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{PbO}_4^{4-}$ ) tạo thành các hợp chất không tích điện với những cation nhiều điện tích ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  và  $\text{Ca}^{2+}$ ) hoàn toàn không tan. Độ hoà tan nước của các hợp chất vô cơ được coi là "*sản phẩm hoà tan*" –  $K_{sp}$ , nó được xác định dưới điều kiện lý tưởng với việc sử dụng những hợp chất nguyên chất và nước nguyên chất. Trong đất, độ tan của ion thường nhỏ hơn giá trị  $K_{sp}$  dự báo. Hơn nữa nó thường giảm sút cùng với số lượng của ion trong hệ.

## 2. Sự hoà tan của các chất gây ô nhiễm hữu cơ

Độ hoà tan nước của các chất gây ô nhiễm hữu cơ phụ thuộc nhiều vào mức độ tương tác của các phân tử chất gây ô nhiễm và nước. Trong đa số trường hợp, nước thể hiện mạnh tính có cực, do đó, sự hoà tan nước của các hợp chất hữu cơ phụ thuộc nhiều vào mức độ có cực của các phân tử của chúng. Do nước dễ phản ứng với những hợp chất có cực khác nên các chất tan trong nước của các ion hay các hợp chất hữu cơ có cực thường tương đối cao. Và nhìn chung, độ hoà tan của các hợp chất không có cực thấp hơn nhiều so với những hợp chất ion hay có cực (bảng 7.1).

**Bảng 7.1. Các chất tan trong nước và áp suất hơi đối với một số hợp chất hữu cơ**

| Hợp chất   | Công thức                         | Độ tan trong nước (mg/l) | Áp suất hơi (mm Hg <sup>a</sup> ) | Hằng số Henry (H) | Trạng thái (STP <sup>b</sup> ) |
|------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------------------|-------------------|--------------------------------|
| Benzen     | $\text{C}_6\text{H}_6$            | 1.780                    | 76                                | 0,18              | Chất lỏng không cực            |
| Toluen     | $\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$ | 515                      | 22                                | 0,23              | Chất lỏng không cực            |
| Naphthalen | $\text{C}_{10}\text{H}_8$         | 30                       | ~ 0,5                             | 0,02              | Chất lỏng không cực            |
| Phenol     | $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$   | 82.000                   | 0,2                               | 0,00005           | Chất lỏng có cực               |

Chú thích: a: 1mm Hg = 133 Pa;

b: 20°C, P = 1atm; 1atm= 0,1MPa

Số liệu của bảng 7.1 cho thấy, phenol lỏng có cực được coi là hoà tan rất mạnh trong nước so với benzen lỏng không cực. Dưới những điều kiện tự nhiên ( $t = 25^\circ\text{C}$ , áp suất  $P = 1\text{atm}$ ), các hợp chất hữu cơ nguyên chất tồn tại ở dạng rắn (naphthalen, anthracen), lỏng (benzen, toluen, xylene) hoặc khí (metan, propan). Sự hoà tan đòi hỏi năng lượng để bẻ gãy các mối liên kết giữa những phân tử, do đó, độ hoà tan của các hợp chất hữu cơ phụ thuộc một phần vào dạng của hợp chất. Ví dụ: nhiều năng lượng hơn được đòi hỏi để bẻ gãy những liên kết mạnh trong thể rắn hơn so với các mối liên kết yếu hơn trong thể lỏng. Do đó, độ hoà tan của các hợp chất hữu cơ dạng rắn thường thấp hơn so với dạng lỏng.

Một tính chất quan trọng của các hợp chất hữu cơ dạng lỏng là khả năng của chúng phối trộn với nước – gọi là **tính pha tạp (trộn lẫn)**, alcohol đơn giản như methanol và ethanol là những ví dụ của các chất lỏng pha tạp, chúng được xem là chất hoà tan vô tận trong nước. Ngược lại, chất lỏng không có tính pha tạp không thể trộn với nước. Ví dụ: benzen, hydrocarbon nhân thơm là hợp phần chính của dầu hoá được coi là không trộn lẫn với nước được.

Tính hoà tan của các chất gây ô nhiễm hữu cơ trong nước là một chức năng của các tương tác phân tử nước– chất gây ô nhiễm và các chất gây ô nhiễm với nhau và phụ thuộc trước hết vào các tính chất của các hợp chất thành phần. Tuy nhiên, những yếu tố khác cũng có thể tác

động đến độ hoà tan, như nhiệt độ. Hầu hết các hợp chất hữu cơ trở nên hoà tan nhiều hơn khi nhiệt độ tăng. Nhìn chung, độ hoà tan của hầu hết các hệ tự nhiên thay đổi từ 0 – 35°C. Độ mặn hoặc ái lực ion cũng có thể gây nên sự giảm nhẹ độ hoà tan của các hợp chất không có cực qua một quá trình được gọi là **hiệu ứng thoát muối**.

Sự phân tách các hợp phần vào trong nước được kiểm soát bởi độ hoà tan nước của hợp phần và thành phần của chất lỏng. Một cách đơn giản để đánh giá độ hoà tan của các chất lỏng hỗn hợp là sự giả định hành vi lý tưởng trong cả 2 thể nước và hữu cơ theo Định luật Raoult:

$$C_{w,i} = X_{o,i} S_{w,i} \quad (1)$$

$C_{w,i}$  – nồng độ trong nước (mol/lit) của hợp phần i;

$X_{o,i}$  – phần chiết mol của hợp phần i trong chất hữu cơ dạng lỏng;

$S_{w,i}$  – độ hoà tan nước (mol/lit) của hợp phần i.

Hợp phần chiết mol là nồng độ của hợp phần i trong chất lỏng không pha trộn được.

Định luật Raoult chỉ ra rằng, nồng độ trong chất lỏng nhận được đối với bất kỳ hợp phần đã cho tỷ lệ với lượng của hợp phần đó trong chất lỏng không pha trộn được.

Giả thử ta có 2 hợp phần, chất lỏng không pha trộn được trong đó phần chiết mol của mỗi một hợp phần (A và B) bằng 0,5, nghĩa là có một lượng bằng nhau của mỗi hợp phần; giả định rằng, độ hoà tan nước của hợp phần A là 100mg/l và hợp phần B là 10mg/l và chúng ta muốn tính các nồng độ A và B trong khối lượng nước tiếp xúc với chất lỏng không pha trộn được. Sử dụng định luật Raoult chúng ta tính được nồng độ trong nước đối với hợp phần A là 50mg/l và hợp phần B là 5mg/l. Như vậy, nồng độ trong nước cho mỗi hợp phần là 1/2 độ hoà tan nước của nó. Bởi vì 2 hợp phần cạnh tranh với nhau để hoà tan vào nước và khi phần chiết mol bằng 1 (nghĩa là một chất lỏng chứa hợp phần riêng biệt), nồng độ trong nước sẽ bằng độ hoà tan trong nước.

### 3. Sự bốc hơi các chất ô nhiễm hữu cơ (Evaporation)

Sự bốc hơi (*Evaporation*) là sự chuyển dời từ thể rắn hoặc lỏng nguyên chất sang thể khí. Áp suất hơi của một chất gây ô nhiễm, sau đó là áp suất của pha khí của nó trong cân bằng với pha rắn hoặc pha lỏng và là một chỉ số của mức độ mà ở đó hợp chất sẽ bay hơi. Nói cách khác, chúng ta có thể xem áp suất hơi của hợp chất như khả năng "hoà tan" của nó trong không khí. Sự bốc hơi là quá trình chuyển dời quan trọng khi chất ô nhiễm thể tinh khiết hiện diện trong vùng hơi và từ đó những phân tử chất gây ô nhiễm chuyển vào không khí đất. Do đó, năng lượng liên kết giữa các phân tử của chất ô nhiễm càng lớn thì áp suất hơi của nó càng thấp. Thông thường, các áp suất hơi của chất lỏng đặc biệt lớn hơn nhiều so với áp suất hơi của chất gây ô nhiễm.

### 4. Sự làm bay hơi (Volatilization)

Sự làm bay hơi là việc chuyển chất ô nhiễm giữa thể nước và thể khí, là hợp phần quan trọng của việc di chuyển nhiều hợp chất hữu cơ trong vùng khí. Sự làm bay hơi khác với sự bốc hơi. Sự bốc hơi tức là sự chuyển phân tử chất ô nhiễm từ thể nguyên chất của chúng sang thể khí. Ví dụ: sự chuyển các phân tử benzen từ bể dầu hoả vào không khí thì đó là bốc hơi; trong khi sự chuyển các phân tử benzen từ nước (chúng đã hoà tan) vào không khí thì đó là sự làm bay hơi. Áp suất hơi của hợp chất cho ta cách tư duy đúng về độ lớn mà hợp chất sẽ bay hơi,

nhưng sự bay hơi cũng phụ thuộc vào tính hoà tan của hợp chất và các yếu tố môi trường. Sự phân bố chất ô nhiễm giữa thể khí và nước được biểu thị bằng Định luật Henry:

$$C_g = HC_u \quad (2)$$

$C_g$  là nồng độ chất ô nhiễm trong thể khí (mg/l);

$C_u$  là nồng độ chất ô nhiễm trong thể lỏng (mg/l) và  $H$  là hằng số không có thứ nguyên.

Chúng ta có thể sử dụng Định luật Henry để đánh giá hành vi của chất ô nhiễm cho các thể lỏng và khí. Ví dụ: xem xét hành vi của 3 chất ô nhiễm: A, B, C chứa trong 3 container kín và riêng biệt, mỗi container chứa khối lượng bằng nhau nước và không khí. Giả sử, A có  $H = 1$ , giá trị  $A = 1$  có nghĩa là nồng độ chất ô nhiễm trong không khí bằng nồng độ chất ô nhiễm trong nước. Chất ô nhiễm B có  $H = 0,1$ , nghĩa là nồng độ chất ô nhiễm trong không khí nhỏ hơn 10 lần nồng độ chất ô nhiễm trong nước và như vậy, chất ô nhiễm B ưa môi trường nước. Chất ô nhiễm C có  $H = 10$ , nghĩa là nồng độ của nó trong không khí lớn hơn 10 lần so với trong nước.

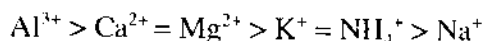
## II- CƠ CHẾ PHÁT SINH VÀ PHƯƠNG THỨC CHUYỂN HOÁ CÁC CHẤT Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Hấp phụ là quá trình cơ bản ảnh hưởng đến sự vận chuyển các chất ô nhiễm trong đất.

Định nghĩa phổ biến nhất của hấp phụ là liên kết các phân tử ô nhiễm với pha rắn của đất (các hạt đất).

### 1. Cơ chế hấp phụ các chất ô nhiễm vô cơ

Vì các hợp phần của đất như sét thường mang điện tích âm, và trao đổi cation là cơ chế hấp phụ chính đối với chất ô nhiễm vô cơ. Nhìn chung, những ion mang điện dương được thu hút vào những chỗ tích điện âm trên các hạt sét. Những cation phổ biến trong đất gồm:  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,  $Na^+$  và  $H^+$ , chúng tồn tại ở những điểm trao đổi hoặc trong dung dịch đất. Nếu các sản phẩm hoà tan của những cation này trong dung dịch đất nhiều thì chúng có thể liên kết với những cấu trúc mang điện âm và kết tủa thành những muối không tan. Thông thường các cation trong dung dịch đất nằm trong trạng thái cân bằng với các cation bên trên những vị trí trao đổi, trong khi những cation bên trên những vị trí trao đổi nhiều hơn hẳn so với các cation trong dung dịch. Số lượng cation đặc trưng trên những vị trí trao đổi kiểm soát số lượng những cation kiểu này trong dung dịch đất qua cơ chế trao đổi cation. Các cation của dung dịch đất xâm nhập vào vùng lân cận của một cation bên trên vị trí trao đổi có khả năng thay thế những cation này. Ví dụ:  $Na^+$  có thể thay thế hoặc trao đổi cho  $K^+$  và  $Mg^{2+}$  có thể thay thế cho  $Ca^{2+}$  hoặc 2 cation hoá trị 1. Nhìn chung, cation có hoá trị càng cao càng có lực hút bám lớn ở chỗ trao đổi. Người ta sử dụng thuật ngữ **ái lực hấp phụ** để mô tả lực mà nhờ đó một cation được giữ ở dạng hấp phụ ở vị trí trao đổi. Ái lực hấp phụ của nhiều cation giảm dần theo đây:

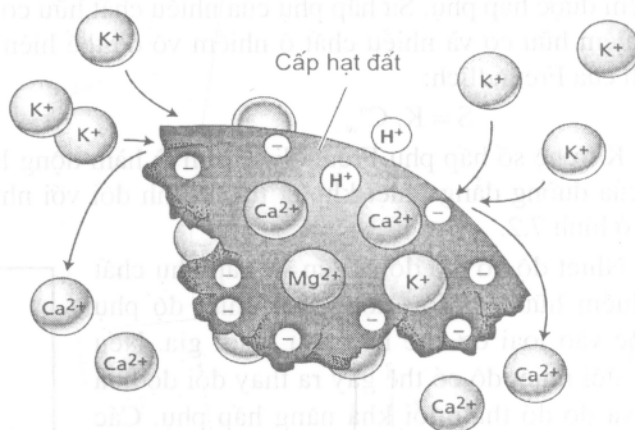


Kích thước cation cũng ảnh hưởng đến ái lực hấp phụ, ví dụ: cation kích thước nhỏ thường bị hydrat hoá mạnh và có ái lực hấp phụ nhỏ và dễ bị trao đổi.

Những ion trong dung dịch đất bị các vi sinh vật sử dụng hoặc thực vật hấp thụ, cân bằng giữa những nồng độ cation trong dung dịch đất và nồng độ cation tại vị trí hấp phụ bị đảo lộn

dẫn đến trao đổi cation từ keo đất vào dung dịch đất. Khi những vị trí trao đổi trước đó lưu giữ một ion nhất định nào đó, những nồng độ dung dịch đất của cation này bị đổi mới bởi sự hoà tan các muối kết tủa (hình 7.1).

Sự trao đổi cation tại những vị trí tích điện âm trên bề mặt hạt đất là cơ chế chính lưu giữ các cation kim loại nặng gây ô nhiễm mạnh. Hai nhân tố quan trọng tác động đến tính linh động của các ion trong trong đất là tính hoà tan của ion và điện tích ion. Nhìn chung, những anion không được lôi cuốn vào các vị trí trao đổi trên đất mà thường rất linh động như  $\text{Cl}^-$  và  $\text{NO}_3^-$ .



Hình 7.1. Sự trao đổi ion của keo đất

## 2. Các cơ chế hấp phụ đối với chất ô nhiễm hữu cơ

Các cơ chế mà nhờ chúng các chất ô nhiễm hữu cơ bị đất hấp phụ hoặc bị lưu giữ rất khác nhau đối với các chất ô nhiễm hữu cơ khác nhau, ở đây cần sử dụng quy luật chất hoà tan để giải thích sự hấp phụ của các hợp chất không có cực. Những chất hấp phụ ưu thế của các chất ô nhiễm hữu cơ là vật liệu hữu cơ liên kết với đất. Vật liệu hữu cơ nhìn chung ít có cực hơn so với nước và tạo ra môi trường thuận lợi cho những chất ô nhiễm hữu cơ không có cực. Như vậy, sự hấp phụ những chất hữu cơ không có cực, trước hết được xúc tiến nhờ hiệu ứng ghét nước—sự tranh chấp giữa nước và hợp chất hữu cơ. Chất ô nhiễm hữu cơ sau đó ưa liên kết với vật liệu hữu cơ đất vì tính cực của chúng giống nhau. Không phải tất cả các hợp chất hữu cơ đều không có cực. Một số chất gây ô nhiễm hữu cơ có tính cực hoặc ion và các cơ chế giữ chặt chúng tương tự như cơ chế giữ chặt các chất vô cơ (nghĩa là trao đổi ion). Nhiều chất gây ô nhiễm hữu cơ quan trọng có khả năng ion hoá (phenol và chlorophenol) tích điện âm dưới điều kiện môi trường. Vì hầu hết các hạt đất có điện tích âm thuần tuý, chúng đẩy xa các chất hữu cơ ô nhiễm tích điện âm. Điều đó có nghĩa là, những chất ô nhiễm tích điện âm thường thể hiện sự hấp phụ rất yếu. Tính có cực của bất cứ chất ô nhiễm nào, nó có thể là vô cơ hoặc hữu cơ là tính chất quyết định mức độ chất ô nhiễm bị hấp phụ hoặc bị đất giữ chặt. Tuy nhiên những tính chất hoá lý của đất cũng là các yếu tố quan trọng, ví dụ sự hấp phụ các chất ô nhiễm hữu cơ không cực thường được kiểm soát bởi số lượng chất hữu cơ liên kết với đất. CEC, hàm lượng sét và hàm lượng các ôxit kim loại của đất có vai trò lớn đối với các chất ô nhiễm dạng ion và có khả năng phân ly ra ion.

## 3. Đường đẳng nhiệt hấp phụ

Đường đẳng nhiệt hấp phụ (đo tại một nhiệt độ) là cách mô tả đơn giản mối quan hệ về số lượng giữa nồng độ chất ô nhiễm được đất hấp phụ và nồng độ trong nước. Có nhiều dạng khác nhau của đường đẳng nhiệt, nhưng dạng tuyến tính là đơn giản nhất và cũng dựa vào Định luật Henry:

$$S = KC_w \quad (3)$$

$S$ —nồng độ chất ô nhiễm được đất hấp phụ (mg/kg);

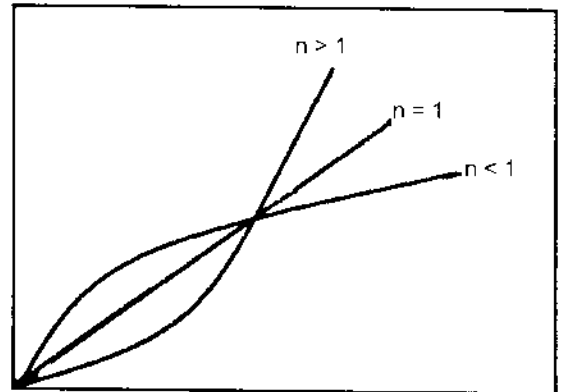
$K$ —hệ số hấp phụ (l/kg hoặc ml/g).

Giá trị  $K$  càng lớn thì mức độ chất ô nhiễm được đất hấp phụ càng lớn. Đường đẳng nhiệt tuyến tính minh họa tỷ lệ trực tiếp giữa nồng độ chất ô nhiễm trong nước và nồng độ chất ô nhiễm được hấp phụ. Sự hấp phụ của nhiều chất hữu cơ không có cực là tuyến tính. Một số chất ô nhiễm hữu cơ và nhiều chất ô nhiễm vô cơ thể hiện hấp phụ không tuyến tính theo phương trình của Freundlich:

$$S = K_f C_w^n \quad (4)$$

$K$  là hệ số hấp phụ Freundlich và  $n$  là hàm động lực liên quan đến cơ chế hấp phụ ( $s$ ). Ví dụ của đường đẳng nhiệt không tuyến tính đối với những trường hợp  $n > 1$  và  $n < 1$  được minh họa ở hình 7.2.

Nhiệt độ có tác động đến sự hấp phụ chất ô nhiễm hữu cơ. Tác động của nhiệt độ phụ thuộc vào loại cơ chế hấp phụ tham gia. Nếu thay đổi nhiệt độ có thể gây ra thay đổi độ hoà tan và do đó thay đổi khả năng hấp phụ. Các cơ chế hấp phụ đối với chất ô nhiễm vô cơ thường có tác động tương hỗ giữa chất ô nhiễm và phức hấp phụ. Sự gia tăng nhiệt độ sẽ tăng năng lượng của tác động tương hỗ và kéo theo sự gia tăng hấp phụ. Tác động của độ mặn hoặc lực ion về hấp phụ cũng phụ thuộc vào kiểu cơ chế hấp phụ. Đối với những chất ô nhiễm hữu cơ không cực, tác động thường tương đối nhỏ và ngược lại rất lớn đối với các chất ô nhiễm vô cơ.



Nồng độ trong nước  $\rightarrow n = 1$ : tuyến tính;  $n > 1$ ,  $n < 1$

**Hình 7.2. Đường cong không tuyến tính cho hấp phụ chất ô nhiễm**

Sử dụng đường đẳng nhiệt hấp phụ được dựa trên sự cân bằng giữa các pha rắn và pha lỏng. Cơ sở này thường có giá trị đối với chất ô nhiễm được hấp phụ qua trao đổi cation. Nhưng có thể không có giá trị đối với nhiều chất ô nhiễm hữu cơ. Ví dụ, nghiên cứu đã cho thấy, tốc độ hấp phụ của nhiều chất hữu cơ không cực rất chậm, đòi hỏi nhiều giờ, thậm chí nhiều tháng để đạt được cân bằng. Tốc độ hấp phụ chậm thường do sự khuếch tán chậm những phân tử chất ô nhiễm vào khoảng không gian trong đất có độ xốp thấp. Ví dụ, sự hấp phụ nhiều chất ô nhiễm hữu cơ do chất hữu cơ đất có cấu trúc polyme quyết định. Những phân tử ô nhiễm có thể cần nhiều thời gian để di chuyển từ bề mặt vào bên trong chất hữu cơ ô nhiễm có cấu trúc polyme. Một số loại đất có các hạt rắn với ít lỗ hổng thì phân tử chất ô nhiễm khuếch tán cũng rất chậm vào bên trong.

#### 4. Sự di chuyển các chất ô nhiễm bị hấp phụ

Hấp phụ là quá trình quan trọng vì nó làm giảm tốc độ di chuyển các chất ô nhiễm vào dung dịch đất. Chất ô nhiễm bị hấp phụ càng lâu thì càng hạn chế sự chuyển động của nó vào dung dịch đất và chất ô nhiễm cũng ít di chuyển ra xa. Để tính hiệu ứng hấp phụ đến di chuyển chất ô nhiễm, người ta giả định về môi trường xốp, đồng nhất và dòng nước cố định và phương trình minh họa sự di chuyển của chất ô nhiễm hoà tan trong nước có thể được các hạt đất hấp phụ là:

$$\theta \frac{\partial C_w}{\partial t} + d \frac{\partial S}{\partial t} = -p \frac{\partial C_w}{\partial z} + \theta D \frac{\partial^2 C_w}{\partial z^2} \quad (5)$$

$d$  là dung trọng của đất ( $mg/m^3$ );

$\theta$  là hàm lượng ẩm của đất, nó bằng độ xốp khi đất bão hoà nước ( $m^3$ );

$z$  là khoảng cách ( $m$ ).

Trong phương trình này, 2 thông số nồng độ chưa rõ là  $C_w$ ,  $S$  và cần thiết phải có phương trình bổ sung để giải quyết vấn đề – một vấn đề là tỷ lệ nồng độ chất ô nhiễm trong thể bị hấp phụ với nồng độ trong dung dịch đất. Mối tương quan này là phương trình đường đẳng nhiệt. Để đơn giản hoá, người ta sử dụng đường đẳng nhiệt tuyến tính như sau:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = K \frac{\partial C_w}{\partial t} \quad (6)$$

và có thể minh hoạ lại như sau:

$$\left[1 + \frac{dK}{\theta}\right] \frac{\partial C_w}{\partial t} = \frac{\partial C_w}{\partial z} \frac{\partial^2 C_w}{\partial z^2} \quad (7)$$

Với ký hiệu  $v$  bằng tốc độ chuyển động nước. Ký hiệu trong ngoặc khung trong Eq gọi là **nhân tố trì hoãn  $R$**  và được xác định theo phương trình:

$$R = \left[1 + \frac{dK}{\theta}\right] = \frac{v_w}{v_p} = \frac{m_w}{m_p} \quad (8)$$

$v_w$  là tốc độ dòng nước (m/giây);

$v_p$  là tốc độ di chuyển chất ô nhiễm (m/giây);

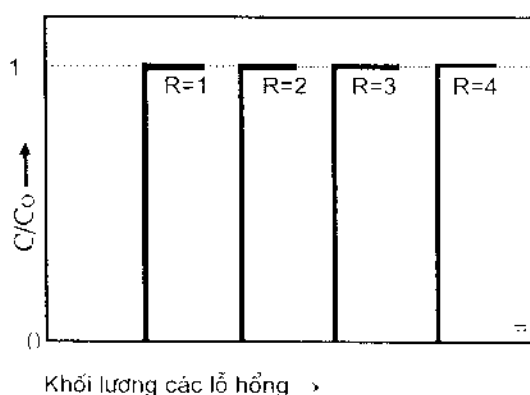
$m_w$  là khoảng cách di chuyển của nước;

$m_p$  là khoảng cách di chuyển chất ô nhiễm.

Khi xem xét Eq cho thấy, khi gia tăng sự hấp phụ (nghĩa là  $K$  tăng) thì nhân tố trì hoãn cũng tăng.

Nhân tố trì hoãn là hợp phần quan trọng mô tả sự di chuyển chất ô nhiễm trong đất. Hiệu lực trì hoãn đến vận chuyển được minh hoạ ở hình 7.3.

Khi chất ô nhiễm không bị đất hấp phụ (nghĩa là  $K = 0$ ) thì nhân tố trì hoãn  $R = 1$ . Điều đó nghĩa là chất ô nhiễm chuyển động với cùng tốc độ như nước ( $v_p = v_w$ ). Khi  $R = 2$  thì chất ô nhiễm chuyển động với tốc độ hiệu quả bằng 1/2 của nước ( $v_p = 0,5v_w$ ). Nói cách khác, chất ô nhiễm chuyển động nhanh bằng nửa của tốc độ chuyển động nước. Khi  $R = 10$  thì tốc độ chuyển động chất ô nhiễm bằng 1/10 tốc độ chuyển động của nước ( $v_p = 0,1v_w$ ). Những chất ô nhiễm có nhân tố trì hoãn ( $<10$ ) được coi là tương đối linh động. Chúng có thể di chuyển nhanh từ địa điểm gây ô nhiễm ra diện rộng, ngược lại, những chất ô nhiễm có các nhân tố trì hoãn lớn ( $> 1.000$ ) chuyển động rất chậm trong



**Hình 7.3. Tác động của hấp phụ đến sự di chuyển ở dạng hoà tan**

môi trường nước và vùng bị ô nhiễm sẽ nhỏ hơn nhiều. Một số hệ hiện diện trong trường hợp đặc biệt do nhân tố trì hoãn  $R$  nhỏ hơn 1. Trong trường hợp này chất ô nhiễm chuyển động nhanh hơn nước mà trong đó chúng hoà tan.

Hành vi này đôi khi cũng thấy trong việc di chuyển các anion như  $Cl^-$  hoặc  $Br^-$ . Như phần trước đã đề cập, bề mặt của nhiều loại đất có điện âm thuận tuy, chúng sẽ đẩy những chất tan tích điện âm. Đối với các loại đất có ít lỗ hổng, độ xốp thấp, lực đẩy này hạn chế các chất hoà



tan xâm nhập từ phần nước dư vào các lỗ hổng. Bởi vì sự di chuyển các chất hoà tan chỉ qua một phần của đất và kết quả là sự chuyển dời chất hoà tan thể hiện nhanh hơn nhiều so với tốc độ chuyển động của nước.

Hiện tượng loại trừ anion được minh hoạ trong các thực nghiệm về di chuyển chất tan. Nguyên nhân khác của hành vi  $R < 1$  là sự loại trừ theo kích thước mà trong đó những chất tan có kích thước cực lớn rất khó xâm nhập vào các lỗ khổng nhỏ nhất như trong trường hợp loại anion. Sự di chuyển chất tan chỉ qua một phần của đất gây nên sự chuyển dời đối với chất nào có tốc độ lớn hơn tốc độ của chuyển động nước. Sự loại trừ theo kích thước thấy trong các thực nghiệm đối với các chất tan như các axit humic và VK.

## 5. Đánh giá sự phân bố theo thể tồn tại của các chất ô nhiễm

Điều quan trọng cần biết là chất ô nhiễm phân bố như thế nào trong các pha khí, pha lỏng và pha rắn. Phương pháp đơn giản nhất để đánh giá sự phân bố các chất ô nhiễm là việc sử dụng hệ số phân bố của thể. Người ta sử dụng 2 hệ số phân bố tương đồng: hệ số hấp phụ  $K$  mô tả sự phân bố chất ô nhiễm giữa các thể rắn và lỏng và hằng số Henry  $H$  mô tả sự phân bố chất ô nhiễm giữa thể khí và nước. Và như vậy, người ta sẽ thu nhận được những thông tin gì khi sử dụng những hệ số này? Đó là:

Bao nhiêu chất ô nhiễm có mặt trong hệ đất. Người ta có thể xác định tổng khối lượng các chất ô nhiễm chứa trong hệ đất theo công thức:

$$M = V_w C_w + M_p S + V_g C_g \quad (9)$$

$M$  là tổng khối lượng chất ô nhiễm;

$V_w$  là khối lượng thể nước;

$M_p$  là khối lượng các hạt đất và;

$V_g$  là khối lượng không khí đất.

Sau đó, người ta có thể xác định khối lượng của đơn vị chất ô nhiễm ( $M''$ ) bằng cách chia phương trình (9) cho  $V_T$  tổng khối lượng của hệ đất. Người ta cũng định nghĩa  $M''$  về phương diện một nồng độ bằng cách thay thế những phương trình phân bố (2) và phương trình (3) vào phương trình (9). Người ta sử dụng  $C_w$  như nồng độ nồng cốt vì thông thường nó được đo trong các chương trình quan trắc tầng đất dưới.

Phương trình biến thể để đánh giá khối lượng chất ô nhiễm là:

$$M'' = (\theta + dK + \theta_{km} H) C_w \quad (10)$$

$\theta_{km}$  là hàm lượng không khí đất (khối lượng không khí đất trên khối lượng đất).

Cần nhớ rằng  $M''$  khối lượng chất ô nhiễm trên khối lượng hợp phần đất; tổng khối lượng chất ô nhiễm ( $M$ ) được tính bằng:

$$M = M'' V_T \quad (11)$$

Phần chất ô nhiễm còn lại trong các thể nước ( $X_w$ ), trong đất ( $X_s$ ) và khí ( $X_{kh}$ ) có thể tính toán bằng các phương trình sau:

$$X_w = \frac{\theta C_w}{M''} \quad (12)$$

$$X_s = \frac{dK C_w}{M''} \quad (13)$$

$$X_{kh} = \frac{\theta_{kh} H C_w}{M''} \quad (14)$$

Cần ghi nhận rằng, cách tiếp cận này dựa trên giả thiết rằng, các quá trình phân bố đã đạt đến cân bằng. Ví dụ: nếu người ta có các giá trị sau đối với các tính chất đất:

$0 = 0,25\text{m}^3/\text{m}^3$ ,  $0_{\text{khí}} = 0,25\text{m}^3/\text{m}^3$  và  $d = 1,5\text{g}/\text{cm}^3$  (hoặc  $\text{g}/\text{ml}$ ). Để đơn giản hoá trong trường hợp  $K = H = 1$  và giả thử  $C_w = 1\text{mg}/\text{l}$ . Thay thế những giá trị này vào phương trình (10) qua phương trình (14) thì  $M' = 2\text{mg}/\text{l}$ ,  $X_w = 0,125$ ,  $X_s = 0,75$  và  $X_{\text{khí}} = 0,125$ . Như vậy, 75% khối lượng chất ô nhiễm liên kết với các hạt đất, trong khi 12,5% mỗi thứ liên kết với nước và với khí.

## 6. Các phản ứng chuyển hoá phi sinh học

Một số chất ô nhiễm có thể chuyển hoá bằng các quá trình hoá lý phi sinh học, ở đây chỉ đề cập đến quá trình thủy phân và phân huỷ phóng xạ.

### 6.1. Quá trình thủy phân

Bởi vì nước là một hợp phần phân bố rộng của các hệ đất, các chất ô nhiễm gần như thường xuyên tiếp xúc với nước ở các mức độ khác nhau. Điều quan trọng cần biết liệu và khi nào chất ô nhiễm sẽ phản ứng với nước. Các chất ô nhiễm phản ứng với nước bằng quá trình thủy phân theo phản ứng:



RX là một hợp chất hữu cơ và X thể hiện nhóm chức năng như một halogenua, ví dụ: Cl. Bằng việc phản ứng với nước, hợp chất ban đầu (RX) sẽ được chuyển vào hợp chất khác (ROH). Hai yếu tố chủ chốt trong các phản ứng thủy phân là các tính chất mang điện của những phân tử chất ô nhiễm và pH. Thủy phân rất cần thiết cho sự tương tác giữa các chất ưa nhân (nucleophile) là những chất dư thừa electron ( $\text{OH}^-$ ) và thiếu electron ( $\text{H}^+$ ). Như vậy, những tính chất mang điện của các phân tử của nó quyết định tính phản ứng với nước. Đối với nhiều hợp chất thủy phân có thể được xúc tác hoặc xúc tiến dưới những điều kiện axit hoặc bazơ. Có nghĩa là cả hai: sự xảy ra và tốc độ đều phụ thuộc vào pH. Ví dụ: phản ứng thủy phân được xúc tác bởi các nồng độ  $\text{OH}^-$  sẽ diễn ra càng mạnh hơn ở các giá trị pH cao hơn. Thủy phân cũng có thể bị ảnh hưởng các tương tác hấp phụ. Ví dụ: pH tại lớp đất mặt của nhiều loại đất sẽ thấp hơn so với pH của nước xung quanh các hạt đất, do đó, phản ứng thủy phân được xúc tác nhờ axit sẽ được tăng cường khi chất ô nhiễm liên kết (hấp phụ) với đất.

Tại pH đã xác định, tốc độ thủy phân có thể được minh hoạ bằng phương trình

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_h C \quad (16)$$

$k_h$  là hằng số tốc độ thủy phân ( $1/t$  ở đây T là thời gian). Đối với các phản ứng chuyển hoá, dấu hữu ích là xác định thời gian bán tồn, đó là thời gian cần thiết để chuyển hoá 1/2 khối lượng chất ô nhiễm ban đầu. Đối với các phản ứng tuân thủ động học bậc một, thời gian bán tồn ( $T_{1/2}$ ) được xác định theo công thức:

$$T_{1/2} = \frac{0,693}{k_h} \quad (17)$$

Phương trình này có thể được sử dụng để đánh giá thời gian cần thiết để một chất ô nhiễm chuyển hoá và thời gian này tương ứng với tính bền vững trong môi trường của chất ô nhiễm. Ví dụ: dưới 1% khối lượng chất ô nhiễm ban đầu còn lại sau thời gian bằng 7 bán tồn, sau 10 bán tồn dưới 0,1% còn lại. Đối với các chất ô nhiễm có thời gian bán tồn 1 ngày, nghĩa là chỉ có 0,1% còn lại không bị chuyển hoá sau 10 ngày.

## 6.2. Phân huỷ phóng xạ

Phân huỷ phóng xạ là một phản ứng chuyển hoá quan trọng đối với các chất ô nhiễm đặc trưng, đó là các nguyên tố phóng xạ. Phân huỷ phóng xạ được gây nên do sự phân rã của các hạt nhân trong nguyên tử, đó là các proton, neutron hoặc electron phát xạ dưới dạng các bức xạ. Sự chuyển hoá này là quá trình tự sinh, nhưng tốc độ xảy ra rất khác nhau, phụ thuộc vào từng nguyên tố liên quan. Tốc độ phân huỷ phóng xạ được minh hoạ bằng động học bậc 1:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -k_d C \quad (18)$$

$k_d$ : hằng số phân huỷ phóng xạ (1/T). Thời gian phân huỷ 1/2 chất phóng xạ có thể tính với việc sử dụng phương trình.

(17)

## III- SỰ DI CHUYỂN CÁC CHẤT Ô NHIỄM TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT

### 1. Di chuyển chất hoà tan

Các chất hoà tan được di chuyển nhờ khuếch tán phân tử và chuyển động khối. Đối với những chất gây ô nhiễm có độ hoà tan thấp và đối với đất có khả năng hấp phụ lớn, những thông số hạn chế tốc độ là sự hoà tan, hoặc giải phóng hoặc khuếch tán. Sự phát tán thủy động học – bao gồm cả khuếch tán và chuyển động khối – quyết định sự phát tán chất hoà tan trong đất và vào trong các lỗ hổng phù hợp với những biến đổi tốc độ của dòng nước. Ở các loại đất đồng nhất về mặt cấu trúc, dòng nước có tốc độ trung bình thấp và quá trình này không quan trọng, nó trở nên ưu thế so với khuếch tán khi dòng nước có tốc độ cao, hoặc trong đất có cấu trúc có những thay đổi về tốc độ dòng nước. Các chất gây ô nhiễm được thể rắn đất hấp phụ không thể tự do di chuyển cùng với nước qua phẫu diện đất.

Jury (1983) cho biết, thời gian chuyển động của chất gây ô nhiễm bị hấp phụ  $t_A$  tỷ lệ với thời gian chuyển động chất gây ô nhiễm không bị hấp phụ hoặc linh động  $t_M$  theo phương trình:

$$t_A = (1 + Pb K / \theta). t_M = R t_M \quad (19)$$

$Pb$  – Dung trọng đất khô;

$K$  – Hệ số phân bố chất rắn/lỏng của chất gây ô nhiễm tác động;

$\theta$  – Hàm lượng nước theo thể tích;

$R$  – Giá trị hao hụt chung cho các phản ứng đặc trưng (khối chất tan/thể tích/thời gian).

Ở điều kiện đồng ruộng, sự di chuyển các chất gây ô nhiễm không tuân thủ khuôn mẫu được dự đoán trước. Đất có hàm lượng sét cao sẽ co, trương khi bị khô ẩm luân phiên và khi tưới tiêu, các chất gây ô nhiễm sẽ rửa trôi từng phần theo các lỗ hổng, khe nứt.

### 1.1. Cơ chế chuyển dời

Có 2 cơ chế chuyển dời các chất hoà tan trong MT đất: Khuếch tán và sự đối lưu.

#### a) Khuếch tán phân tử

Là quá trình các chất di chuyển từ vùng có nồng độ cao đến nơi có nồng độ thấp do chuyển động ngẫu nhiên của phân tử. Tốc độ chuyển dời các chất phụ thuộc vào gradien nồng độ theo phương chuyển động. Vì các chất tan không được phân bố đồng nhất trong phẫu diện đất, những gradien nồng độ sẽ tồn tại và các chất tan có xu thế khuếch tán từ nơi có nồng độ

cao đến nơi có nồng độ thấp. Trong khối nước, tốc độ khuếch tán  $J_d$  tương quan với gradien nồng độ theo Định luật Fick như sau:

$$J_d = -D_0 \frac{dC}{dx} \quad (20)$$

$D_0$  – Hệ số khuếch tán trong khối nước;

$dC/dx$  – Gradien nồng độ.

Letey và Farmer (1974) cho biết, những điều kiện trong hệ thống đất có thể ảnh hưởng đến khuếch tán chất tan là:

– Khuếch tán chỉ giới hạn đối với những cung đoạn nhất định của hệ thống (một phân tử không khuếch tán qua hạt đất rắn).

– Sự hấp phụ chất khuếch tán bởi những hạt đất thường xảy ra và hệ số khuếch tán phụ thuộc vào nhiệt độ và số lượng các hạt đất như: Thành phần khoáng vật, dung trọng và hàm lượng nước. Nếu bỏ qua sự di chuyển các chất gây ô nhiễm bằng bay hơi thì sự phân tán xảy ra trong quá trình khuếch tán và sự hấp phụ tỷ lệ tuyến tính:

$$D = \frac{D_0 f \theta}{(Pb K + \theta)} \quad (21)$$

$f$  là nhân tố trở kháng cần tính đến khi những lỗ hổng uốn khúc, quanh co.

Gerstl (1979) cho biết, hợp phần linh động của một phân tử hữu cơ bị hấp phụ cũng có thể tham gia vào khuếch tán. Những phân tử hấp phụ có thể chia ra phần không linh động (a) và phần linh động (b) và có cùng một tính linh động như những phân tử trong dung dịch.

Nếu phần (a) của những phân tử bị hấp phụ là linh động thì phương trình 21 sẽ là:

$$D = \frac{DK_0 f (0 + aPbK)}{(PbK + \theta)} \quad (22)$$

Vì hệ số khuếch tán của các phân tử hữu cơ trong đất được duy trì thấp, thậm chí ở các khoảng rộng của độ ẩm đất, sự phân huỷ sinh học có thể xảy ra trong quá trình khuếch tán. Do đó Gerstl đề nghị đưa hoạt tính sinh học vào khái niệm khuếch tán. Tác giả coi tốc độ phân huỷ tại bất kỳ khoảng cách nào như phương trình thời gian (t) và phụ thuộc vào nồng độ hoá chất ở vị trí, và vào hoạt tính sinh học.

Calvet (1984) cho biết, sự biến đổi hàm lượng nước đất có thể ảnh hưởng lớn tới khuếch tán phân tử các chất hữu cơ gây ô nhiễm theo hai cách:

+ Bằng việc xác định độ ẩm chứa đầy khí vì nó kiểm soát tỷ lệ khuếch tán khí/khuếch tán lỏng đối với chất hữu cơ gây ô nhiễm đã biết (đối với tính hoà tan và cho các giá trị lưu giữ hơi đã cho).

+ Bằng sự biến thể hấp phụ chất gây ô nhiễm, xu thế chung đối với hấp phụ là giảm sự gia tăng hàm lượng nước và ảnh hưởng này có thể lớn hơn khi hàm lượng nước thấp, bởi vì có sự cạnh tranh nhiều hơn giữa chất gây ô nhiễm và các phân tử nước.

Mối quan hệ giữa khuếch tán thuốc trừ sâu và hàm lượng nước là rất phức tạp vì chúng là kết quả từ tổ hợp các tính chất của các chất gây ô nhiễm và đất.

### ***b) Sự đối lưu liên quan đến vận chuyển các chất gây ô nhiễm hoà tan do chuyển động khối ở pha lỏng chiếm ưu thế***

Sự vận chuyển đối lưu chất tan được xem xét qua hai cấu tử của dòng đối lưu: Tốc độ trung bình của nước trong lỗ hổng và các biến thiên so với giá trị trung bình gây nên bởi những biến đổi chế độ dòng chảy trong đất. Chuyển động khối của nước đất có mang theo dòng chảy

đổi lưu  $J_c$ , của chất tan tỷ lệ với nồng độ của chúng  $C$ , và được chuyển dời về hướng  $z$  theo phương trình:

$$J_c = qC = -C [K(\theta) dH(\theta)/dz] \quad (23)$$

Ở đây, mật độ dòng  $q = -K(\theta)dH(\theta)/dz$  theo định luật Darcy, được minh hoạ bằng phương trình chuyển dời tuyến tính.  $K(\theta)$  và  $H(\theta)$  là độ dẫn thuỷ lực và cột áp thuỷ ngân, các chức năng của hàm lượng ẩm theo thể tích ( $\theta$ ).  $d$  là khối lượng dòng chất lỏng qua đơn vị diện tích trong đơn vị thời gian và  $C$  là khối chất tan trong đơn vị thể tích của dung dịch;  $J_c$  – khối chất tan đi qua đơn vị tiết diện ngang của phẫu diện đất trong đơn vị thời gian.

Sự di chuyển khối nước và chất tan trong đất xảy ra qua mạng lưới ba đại lượng phức tạp của các lỗ hổng được đặc trưng bằng hình dạng, kích thước và biến đổi dạng. Trong khi dòng di chuyển qua lỗ hổng đất, các chất gây ô nhiễm chịu hàng loạt các tác động tương hỗ như hấp phụ, phân huỷ, bay hơi và cây trồng hấp thụ.

### 1.2. Sự di chuyển các chất lơ lửng

Vì đất có khả năng hấp phụ lớn nên nhiều chất gây ô nhiễm như nuclit phóng xạ, KLN, các hợp chất hữu cơ tan được xem là không linh động trong MT và do đó coi như không gây ra những độc hại tiềm ẩn.

Tuy nhiên, về bản chất, sự di chuyển các chất gây ô nhiễm tổng hợp không chỉ ở trạng thái tan hoặc bay hơi mà cũng xảy ra khi chúng bị hấp phụ trên các trầm lắng và keo đất. Sự di chuyển hoá học liên quan tới những hạt lơ lửng không chỉ xảy ra trên bề mặt đất, trong vật liệu bị xói mòn hoặc đi vào phẫu diện đất mà còn liên quan tới những phân tử hữu cơ lớn và keo khoáng.

### 1.3. Sự di chuyển vật liệu bị xói mòn

Nước rửa trôi có thể phát sinh từ nước mưa hoặc nước tưới, là những phương thức quan trọng chuyển dời các chất gây ô nhiễm từ chỗ này đến chỗ khác, hoặc từ bề mặt đất vào các thuỷ vực. Vậy, có sự khác biệt thế nào giữa việc di chuyển các loại chất gây ô nhiễm trong nước rửa trôi và trong nước đất? Thông thường, trong nước đất, các chất gây ô nhiễm được di chuyển chỉ ở dạng hoà tan và yếu tố chủ đạo trong di chuyển là nồng độ của chúng trong dung dịch; trong khi đó trong nước rửa trôi, chúng được di chuyển theo cả hai: hoà tan và hấp phụ trên các hạt lơ lửng. Do đó, các chất gây ô nhiễm không hoà tan hoặc hấp phụ cũng có thể bị di chuyển.

Ngoài các tính chất của phân tử và đất, lượng các chất gây ô nhiễm phát hiện được trong nước rửa trôi cũng bị tác động bởi cường độ nước rơi và độ dốc của đất. Trạng thái điển hình của hoá chất và phương pháp sử dụng nó đối với đất cũng có thể ảnh hưởng đến sự di chuyển do rửa trôi. Các phân của pha rắn và lỏng sẽ quyết định tỷ lệ giữa số lượng các chất gây ô nhiễm được di chuyển ở dạng hoà tan và dạng hạt. Tỷ lệ làm giàu của vật liệu bị xói mòn (ER) liên quan đến đất bị ô nhiễm được minh hoạ bằng tương quan:

$$ER = \frac{\text{g chất gây ô nhiễm kg}^{-1} \text{ vật liệu đất bị xói mòn}}{\text{g chất gây ô nhiễm kg}^{-1} \text{ đất ban đầu}} \quad (24)$$

Menzel (1980) quan sát thấy rằng, ER thường lớn hơn 1 đơn vị và như vậy, nó sẽ giảm khi lượng đất mất trong xói mòn sẽ giảm và Rose (1993) đã phát triển phương trình 24 trên

cơ sở thực nghiệm và biểu thị sự mất của một chất gây ô nhiễm bất kỳ nào là  $N$  ( $\text{gm}^{-2}$ ) theo phương trình:

$$N = ER \cdot M \cdot CN \quad (25)$$

$M$  là khối lượng được tích lũy của chất gây ô nhiễm trên đơn vị diện tích đất trong một sự kiện xói mòn do nước;

$CN$  – nồng độ của chất gây ô nhiễm  $N$  trong đất ban đầu ( $\text{gm}^{-2}$ ).

Từ phương trình 25 thấy rằng, sự di chuyển do xói mòn của bất kỳ chất gây ô nhiễm hấp phụ nào đó sẽ biết được nhờ sản phẩm của tổng các vật liệu bị mất từ vùng đất đã cho và nồng độ của chất gây ô nhiễm liên quan tới lớp đất bị xói mòn.

Rose (1993) nhấn mạnh rằng, ít nhất 2 quá trình xói mòn hoàn toàn khác nhau gây nên sự làm giàu các chất gây ô nhiễm bị hấp phụ:

- Quá trình thứ nhất áp dụng cho cả xói mòn do nước và do gió. Trong cả 2 trường hợp, cơ chế xói mòn xuất hiện không được áp dụng cho những đoàn lap rất lớn và những hạt có cỡ sỏi sạn. Tuy nhiên, kích cỡ của chúng thường liên quan đến sự thay đổi không đồng nhất nồng độ chất gây ô nhiễm được hấp phụ với kích thước hạt là một nguyên nhân làm giàu thêm các chất đó trong vật liệu xói mòn.

- Quá trình thứ hai dẫn đến sự làm giàu thêm chất gây ô nhiễm xảy ra khi có tác động của giáng thủy và là cơ chế xói mòn quan trọng và ở nơi những đoàn lap đất bền vững và không bị phá huỷ ngay khi bị tác động này. Điều này có thể xảy ra ở một số loại đất mà những đoàn lap bền vững của chúng vẫn duy trì mặc dù vẫn bị tác động của nhiều trận mưa.

#### **1.4. Sự di chuyển liên quan đến vật liệu thể keo phân tán**

Khi vật liệu thể keo hiện diện trong pha nước, do xáo trộn các hạt đất hoặc do vật liệu hữu cơ ở thể keo, một hệ 3 pha tồn tại với các chất gây ô nhiễm bị hấp phụ trên bề mặt thể rắn, hoà tan trong pha nước hoặc hấp phụ trên vật liệu thể keo phân tán. Sự di chuyển của thể keo trong môi trường phụ thuộc vào sự di chuyển đối lưu pha nước và mức độ của liên kết keo với vật liệu đất bất động. Ví dụ: hạt keo hữu cơ bị phân tán trong một pha nước sẽ đóng vai trò như một chất hấp phụ đối với phân tử hữu cơ và trong những điều kiện này sự di chuyển của nó sẽ thuận lợi hơn nhiều.

Độ hoà tan đáng kể của nhiều chất gây ô nhiễm trong pha nước được xúc tiến qua việc tạo phức xảy ra một cách tự nhiên với những axit humic và fulvic và những chất bài tiết của rễ, hoặc qua liên kết của chúng với những oxit kim loại trong khoáng sét hoặc các keo vô cơ khác.

Độ hoà tan đáng kể của nhiều chất gây ô nhiễm vi lượng khác nhau là những đề tài nghiên cứu của nhiều tác giả trong những thập niên 80 thế kỷ XX. Sự phân bố các nguyên tố được hoạt hoá trong một số loại nước, theo giải thích của Nelson (1985), là do sự liên kết của các nguyên tố trên các chất hữu cơ.

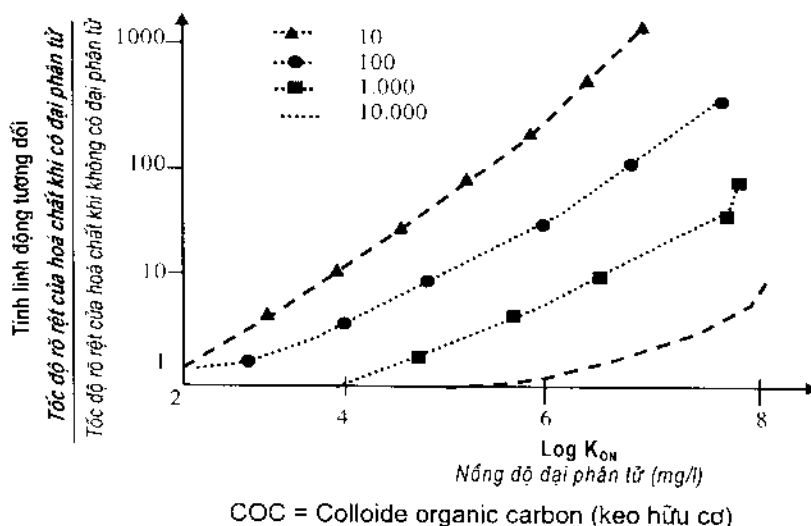
Cũng đã thấy rằng, các keo vô cơ rất quan trọng trong nhiều loại nuclit phóng xạ. Cũng cùng những nguyên tố hoạt tính có thể liên kết với các oxit Fe thể keo trên những keo vô cơ khác trong nước ngầm. Kim (1984) cho biết, sự di chuyển các chất tan đều liên quan đến chất keo phân tán. Cần nhấn mạnh rằng, trong trường hợp của các hợp chất hữu cơ trung tính trong đất ( $\text{NOC}_s$ ), sự lưu giữ kỵ nước trên các keo hữu cơ là quá trình hoà tan quan trọng hơn  $\text{NOC}_s$  được liên kết với các keo vô cơ. Sự hấp phụ  $\text{NOC}_s$  bởi các keo hữu cơ sẽ dẫn đến gia tăng đáng kể độ tan của  $\text{NOC}_s$  và điều này giải thích tại sao các hợp chất kỵ nước như thuốc trừ sâu hữu

cơ clo hoá lại có tính linh động lớn hơn nhiều trong môi trường so với những giả định của các mô hình nghiên cứu chỉ xem là một hệ 2 pha đơn giản.

Bằng cách tương tự cũng thấy rằng, sự di chuyển các đại phân tử trong thể nước có thể tạo thuận lợi cho việc di chuyển  $\text{NOC}_x$ .

Emfield và Beugissson (1988) đề nghị cách tiếp cận để miêu tả sự di chuyển thuận lợi các keo bao gồm sự phân chia khối lượng nguyên tố đại diện của hệ đất thành 3 pha: pha lỏng; pha rắn, đất và pha hữu cơ linh động, các đại phân tử.

Tầm quan trọng của các đại phân tử đối với tính linh động của những hợp chất kỵ nước được minh hoạ ở hình 7.4.



**Hình 7.4. Tính linh động của những hợp chất kỵ nước**

Theo Bourchard (1989) thì sự di chuyển thuận lợi của  $\text{NOC}_x$  trước hết phụ thuộc vào:

- Sự hấp phụ  $\text{NOC}_x$  đối với COC là lớn nhất ở mức độ phân tán thấp của  $\text{NOC}_x$  và COC kỵ nước.
- Số lượng COC hiện diện trong pha nước tạo thuận lợi cho chuyển dời  $\text{NOC}_x$  có độ tan rất thấp.
- Tính linh động của COC.

## 2. Các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình di chuyển

Sự di chuyển các chất gây ô nhiễm từ bề mặt đất dọc theo phẫu diện đất đến nước ngầm bị tác động bởi hàng loạt các yếu tố môi trường mà quan trọng nhất là sự biến đổi không gian của khu vực và đặc trưng khí hậu và tính không đồng nhất của chất gây ô nhiễm xâm nhập vào.

### 2.1. Điều kiện đóng ruộng và thay đổi khí hậu

Sự thay đổi những tính chất đất theo không gian là phổ biến. Đặc biệt, những tính chất quyết định sự di chuyển các chất gây ô nhiễm vào đất như các tính chất thủy văn của đất.

Cách tiếp cận truyền thống để mô tả sự biến đổi không gian các tính chất thủy văn của đất là xử lý việc quan trắc tính chất đã biết không có tính thống kê và không tính đến vị trí không gian. Các số liệu từ quan trắc từng tính chất riêng biệt được sử dụng để đoán biết cơ hội và chức năng và các tính chất đặc thù (Nielsen, 1973). Cách tiếp cận thống kê thường bỏ qua sự sắp xếp cấu trúc không gian của môi trường tự nhiên xấp.

Hệ đất được xem là môi trường biến động với các tính chất là các hàm liên tục. Các thông số biểu thị các tính chất thuỷ văn ở đồng ruộng là rất rộng so với thang phân chia lỗ hổng đất, nhưng lại là nhỏ so với thang đa thể ở đồng ruộng và sự liên tục tính dẫn thuỷ lực có thể được biểu thị bằng quá trình phỏng đoán không gian 3 chiều bị chi phối bởi định luật xác suất (Bear, 1972).

Để hiểu tác động của biến số không gian đồng ruộng đến sự di chuyển các chất gây ô nhiễm, chúng ta cần cân nhắc các quá trình phỏng đoán trên như một tập hợp cùng với những tính chất thống kê, hoặc như một phép đo lặp lại của tính chất trong thời gian đã cho và địa điểm có cùng điều kiện để đặc trưng những phân bố không gian của các tính chất thuỷ lực đất.

Russo và Bresler (1981) cân nhắc việc xác định tính hấp phụ ( $S$ ) và 5 thông số diễn tả độ dẫn thuỷ lực  $[K(h)]$  và độ giữ nước đất  $[0(h)]$ . Các thông số là: Độ dẫn thuỷ lực bão hoà ( $K_s$ ); giá trị xâm nhập nước ( $h_w$ ); hàm lượng nước bão hoà  $\theta_s$  và tồn dư ( $\theta_r$ ) và hằng số  $\beta$  đặc trưng cho sự phân bố kích thước lỗ hổng của đất.

Cũng với những biến số đất, biến số khí hậu đóng vai trò quan trọng đối với việc rửa trôi các chất gây ô nhiễm từ bề mặt đất tới nước ngầm.

## **2.2. Tính không đồng nhất của chất gây ô nhiễm**

Khi dùng đất để xử lý các chất gây ô nhiễm hữu cơ nguy hại hoặc đổ bỏ rác thải ra đất, các chất gây ô nhiễm xâm nhập vào đất không phải là hợp chất đơn lẻ mà là hỗn hợp các chất với những đặc trưng lý – hoá học khác nhau. Ở những điều kiện như vậy, cần xem xét sự di chuyển các chất gây ô nhiễm từ những dung dịch chứa hỗn hợp nước và các chất hoà tan hữu cơ pha trộn. Những thông số ảnh hưởng đến sự di chuyển các chất gây ô nhiễm hữu cơ vào đất như hấp phụ; tính hoà tan của pha nước hoặc khả năng phân huỷ,...

Rao (1985) xem sự di chuyển các hoá chất hữu cơ kỵ nước (HOC) trong các hệ nước và dung môi hỗn hợp và cho rằng, trong hệ dung môi hỗn hợp, sự hấp phụ HOC trước hết được quyết định bằng độ hoà tan (hoạt tính) trong dung môi mà ở đó xảy ra sự hấp phụ.

## **2.3. Ảnh hưởng của nhiệt độ**

Nhiệt độ ảnh hưởng đến độ hoà tan của hầu hết các chất gây ô nhiễm hữu cơ và vô cơ. Nhiệt độ không chỉ tác động trực tiếp đến độ tan các chất, mà còn gián tiếp ảnh hưởng đến các phản ứng hoá học biến đổi các chất và hoạt động của VSV. Sự biến thiên nhiệt độ theo mùa ảnh hưởng tới hàm lượng các chất gây ô nhiễm hiện diện ở những thời điểm nhất định. Do đó, khi phân tích các chất gây ô nhiễm cần cân nhắc đến yếu tố nhiệt độ của môi trường xung quanh.

# **IV- TÁC ĐỘNG TƯƠNG HỖ CỦA DUNG DỊCH ĐẤT VÀ CHUYỂN HOÁ CHẤT GÂY Ô NHIỄM**

Thế cân bằng của tính hoà tan là trạng thái cuối cùng phải đạt được bởi các chất hoá học nguy hại và thể lỏng của đất dưới những điều kiện môi trường xác định. Thế cân bằng cung cấp chỉ dẫn quý giá, bổ ích để xác định phản ứng hoá học.

Cân bằng đối với phản ứng:





Có thể biểu thị theo phương diện hằng số thành tạo ( $K_f$ ) mà ở đây

$$K_f = AB/A.B \quad (27)$$

Khi phản ứng là thuận nghịch thì:

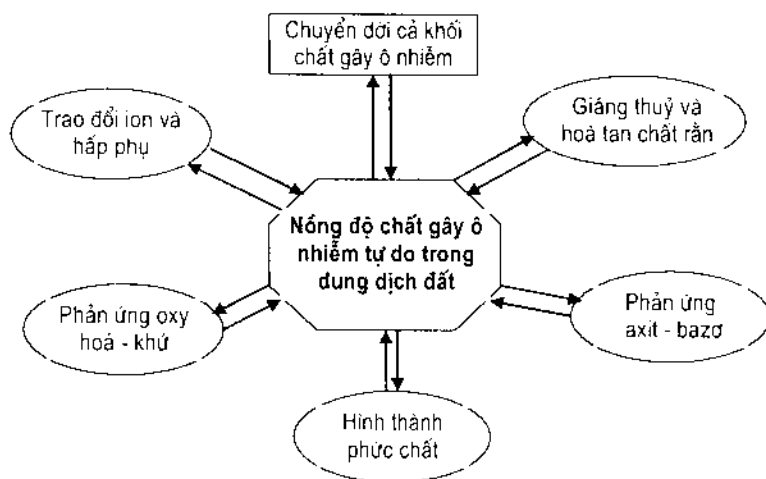


Nghĩa là liên quan đến quá trình phân ly mà trong đó hằng số

$$K_d = A.B/AB \text{ với } K_f = 1/K_d \quad (29)$$

Các hằng số cân bằng hoặc biểu thị theo nồng độ ( $K_c$ ) hoặc theo hoạt tính ( $K_a$ ) hoặc hằng số hỗn hợp ( $K_m$ ) mà trong đó đều được thể hiện bằng nồng độ, ngoại trừ  $H^+$ ,  $OH^-$  và  $e^-$  là biểu thị bằng hoạt độ.

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 hoá – khử; phản ứng tạo phức với các phối tử hữu cơ – vô cơ; phản ứng kết tủa và hoà 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 huỷ / hấp phụ sinh học quyết định nồng độ các chất gây ô nhiễm trong pha lỏng của đất (hình 7.5).



Hình 7.5. Sự biến đổi các chất gây ô nhiễm trong dung dịch đất

## 1. Cân bằng axit – bazơ

Nhóm các phản ứng có sự chuyển đổi proton quyết định tương quan cân bằng axit – bazơ. Trong trường hợp này axit là chất cho proton và bazơ là chất nhận.



Với hằng số cân bằng sau:

$$K_A^0 = [H^+][\text{bazơ}] / [\text{axit}] \quad (31)$$

Ở đây  $K_A^0$  là một hằng số axit,  $[H^+]$  là hoạt độ. Cân bằng cho thấy rằng tỷ lệ các hoạt độ đã cho của một axit đặc trưng và bazơ liên đới của nó thì hoạt độ proton có giá trị cố định. Trong một hệ, khi có một phức của 2 bazơ và axit thì sự tương quan sẽ là:



Cân bằng tương ứng ở điều kiện này là sự hoà tan kết tủa:

$$K_{1,2}^0 = K_{A,1}^0 / K_{A,2}^0 = [\text{bazơ}_1][\text{axit}_2] / [\text{axit}_1][\text{bazơ}_2] \quad (33)$$

Dung dịch đất là một hệ lỏng,  $H_2O$  là chất nhận điện tử quá khứ và hiện tại. Ví dụ: khi phân ly một axit trong dung dịch đất,  $H_3O^+$  sẽ là một trong các sản phẩm phân ly và độ mạnh axit của II có liên quan đối với  $H_3O^+$  là một tham số đo được. Trong dung dịch pha loãng thì hoạt độ của những proton bị hydrat hoá bằng hoạt độ của  $H_3O^+$  và giá trị pH đặc trưng cho hoạt độ của ion  $H^+$ .

Ở những điều kiện này thay thế pH vào phương trình (31) có:

$$pH - pK_A = \log ([\text{bazơ}]/[\text{axit}]) \quad (34)$$

## 2. Các quá trình oxy hoá – khử và hoà tan kim loại

Quá trình oxy hoá khử có thể xảy ra trong toàn phần diện ở điều kiện bão hoà nước hoặc khô hạn. Trong các đất không bão hoà, các quá trình khử và oxy hoá xảy ra đồng thời ở các đoàn lạp đất. Khử bên trong đoàn lạp và oxy hoá ở bề mặt đoàn lạp. Như đã rõ, các KLN ít tan trong pha lỏng, phản ứng oxy hoá khử được tăng cường hoặc do các quá trình sinh học hoặc xúc tác hoá học – tác động tới độ hoà tan KLN. Hiệu ứng oxy hoá khử được tăng cường bằng sinh học ảnh hưởng tới độ tan của  $Fe^{2+}$ , cũng như sự oxy hoá các kim loại khi xuất hiện các oxit Mn được minh hoạ như sau.

*Trường hợp thứ nhất* là hiệu ứng của thế oxy hoá khử đến độ hoà tan các khoáng sắt.

Hoạt độ electron trong các đất quyết định tỷ lệ  $Fe^{3+}$  và  $Fe^{2+}$  trong dung dịch theo phản ứng:



Đối với nó thì,

$$\log ([Fe^{2+}]/[Fe^{3+}]) = 13,04 - pe$$

Khi  $pe = 13,04$  thì tỷ lệ  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$  bằng 1. Thay đổi một đơn vị thì tỷ lệ  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$  thay đổi 10 đơn vị.

*Trường hợp thứ hai* là khả năng tự xúc tác. Ví dụ, khả năng của oxit Mn oxy hoá của kim loại một cách trực tiếp hoặc xúc tác sự oxy hoá kim loại đã được Stumm và Morgan (1981) đề cập đến. Theo các tác giả, sự giảm nồng độ  $Mn^{2+}$  theo thời gian là một phản ứng tự xúc tác. Loại tự xúc tác của phản ứng được giải thích là:

Mức độ loại bỏ trong phản ứng oxy hoá không được tính đến chỉ riêng phản ứng oxy hoá, bởi vì không phải tất cả  $Mn^{2+}$  bị loại từ dung dịch (được xác định bằng việc phân tích  $Mn^{2+}$ ) bị oxy hoá (xác định bằng cách đo oxy hoá tổng số của chất lơ lửng).

Những sản phẩm oxy hoá  $Mn^{2+}$  thể hiện các mức oxy hoá khác nhau từ khoảng  $MnO_{1,3}$  đến  $MnO_{1,9}$  (30–90% bị oxy hoá đến  $MnO_2$ ) trong những điều kiện kiểm thay đổi.

Các chất lơ lửng chứa oxit Mn hoá trị cao hơn thể hiện khả năng hấp phụ lớn hơn đối với  $Mn^{2+}$  trong các dung dịch kiềm nhẹ. Tỷ lệ tương đối của  $Mn^{4+}$  và  $Mn^{2+}$  pha rắn phụ thuộc nhiều vào pH và các biến số khác. Các oxit Mn có thể làm giảm độ tan của các kim loại bởi một quá trình oxy hoá.

## 3. Sự liên kết tàn dư

Rất nhiều thử nghiệm với những phân tử phóng xạ đánh dấu cho thấy, việc chiết rút HCBVTV liên kết với thể rắn đất không bao giờ được hoàn toàn, ngay cả đối với những dung môi có khả năng hoà tan HCBVTV 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 7.2).

**Bảng 7.2. Các ví dụ về liên kết tàn dư thuốc trừ sâu trong đất**

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

Nguồn: Calderbank, 1989

Nhiều tác giả cho rằng, liên kết tàn dư chặt gồm những sản phẩm nguyên khai và sản phẩm phân huỷ. 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 HCBVTV khác như picloram; triallate và methylparathion.

Cơ chế lưu giữ HCBVTV trong đất được giải thích bằng 2 quá trình: Hoá 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 hoá-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 hoá lý được thực hiện qua 3 bước: hấp phụ; khuếch tán vào chất hữu cơ và phản ứng hoá học; sinh hoá học với chất hữu cơ.

Quá trình giải phóng trong những điều kiện tự nhiên, nghĩa là pha rắn tiếp xúc với pha lỏng có thể theo 2 bước: khuếch tán khỏi chất hấp phụ (thường là chất hữu cơ) và sự nhả hấp phụ xảy ra nhanh.

#### 4. Những chuyển hoá hoá học

Các hoá chất nguy hại xâm nhập vào đất chịu tác động của nhiều phản ứng sinh học và ảnh hưởng đến tính bền vững hoặc linh động của chúng trong phẫu diện đất.

Nhiều hoá 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. Alexander, 1977, đã phân loại các phản ứng vi sinh vật liên quan đến năng lượng được thể hiện ở bảng 7.3.

**Bảng 7.3. Phân loại các phản ứng vi sinh vật chủ yếu liên quan đến năng lượng mà nó ảnh hưởng đến tính linh động của các nguyên tố, các hợp chất trong đất**

| Lớp             | Electron                                             |                                                                                         | Sản phẩm                                                                          |
|-----------------|------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------|
|                 | Chất nhường                                          | Chất nhận                                                                               |                                                                                   |
| Quang tự dưỡng  | H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub> S, H <sub>2</sub> R | CO <sub>2</sub>                                                                         | (HCHO) <sub>n</sub> và những hợp chất khử khác                                    |
| Hô hấp hiếu khí | Các hợp chất hữu cơ                                  | – O <sub>2</sub>                                                                        | – CO <sub>2</sub> + H <sub>2</sub> O                                              |
| Hô hấp kỵ khí   | Các hợp chất hữu cơ                                  | – Thay đổi nhiều từ cùng một phân tử, phân tử khác, CO <sub>2</sub> hoặc hợp chất vô cơ | – Thay đổi nhiều từ những hợp chất khử, hợp chất oxy hoá, CO <sub>2</sub> và nước |
| Hoá tự dưỡng    | Hợp chất vô cơ                                       | O <sub>2</sub> hoặc hợp chất vô cơ khác                                                 | Hợp chất vô cơ oxy hoá                                                            |

– Hô hấp hiếu khí là một trong những quá trình chính làm trung gian những chuyển hoá hoá học, chủ yếu thông qua hoạt tính của những vi sinh vật kỵ khí. Sự quay vòng cacbon trong đất, ví dụ đều có sự tham gia của N, S và P. Những phân tử polyme lớn được chuyển đổi thành những đơn vị nhỏ hơn nhờ các enzym 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 hoá chất nguy hại xâm nhập vào môi trường đất. Hô hấp hiếu khí cũng là nguyên nhân của sự thay đổi trong cấu trúc phân tử của các hoá chất hữu cơ nông nghiệp. Các phản ứng xảy ra trong quang tự dưỡng và hoá tự dưỡng là những quá trình hiếu khí quan trọng nhất trong nitrat hoá. Sự chuyển hoá tự dưỡng chỉ phối sự oxy hoá S thành SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> hoặc S<sub>2</sub>O<sub>3</sub><sup>2-</sup>, những hợp chất hữu cơ chứa sắt thành Fe kết tủa, hoặc asenit (muối của axit asenơ) rất linh động và độc thành asenat (không độc). Hô hấp hiếu khí cũng có ảnh hưởng gián tiếp đến sự chuyển hoá các chất hoá học. Sự giải phóng CO<sub>2</sub> ảnh hưởng đến Eh hoặc pH, dẫn đến sự chuyển hoá về tính chất của các ion kim loại bằng cách chelat hoá.

Trao đổi chất kỵ khí xảy ra ở các nồng độ mà ở đó tốc độ khuếch tán O<sub>2</sub> không đủ để thoả mãn nhu cầu của vi sinh vật. Kiểu phản ứng vi sinh vật kỵ khí ảnh hưởng đến những quá trình như Eh; phản nitrat hoá; khử Mn<sup>4+</sup> và SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>.

Keeney (1983) nhấn mạnh rằng, phản nitrat hoá là phản ứng kỵ khí quan trọng nhất xảy ra trong đất.

Những điều kiện kỵ khí cũng dẫn đến sự chuyển hoá các hợp chất hữu cơ nguy hại (ví dụ: DDT) và trong nhiều trường hợp, những chuyển hoá này còn xảy ra nhanh hơn so với điều kiện hiếu khí.

Metyl hoá bởi vi sinh vật là phản ứng chủ yếu tác động đến sự thay đổi về tính chất các nguyên tố hiếm vô cơ xảy ra ở những điều kiện hiếu khí hoặc kỵ khí. Metyl hoá Hg, ví dụ xảy ra ở cả hai điều kiện. Dimetyl hoá, dẫn đến sự tăng xâm nhập các nguyên tố vào khí quyển.

#### 4.1. Sự chuyển hoá các hợp chất vô cơ

Sự chuyển hoá trung gian bởi vi sinh vật các chất gây ô nhiễm vô cơ gồm lượng lớn những hợp chất, nhưng ở đây chỉ đề cập đến các chất gây ô nhiễm chính cho đất như nitrat; phosphat và một số kim loại nặng.

##### a) Nitrat hoá và phản nitrat hoá

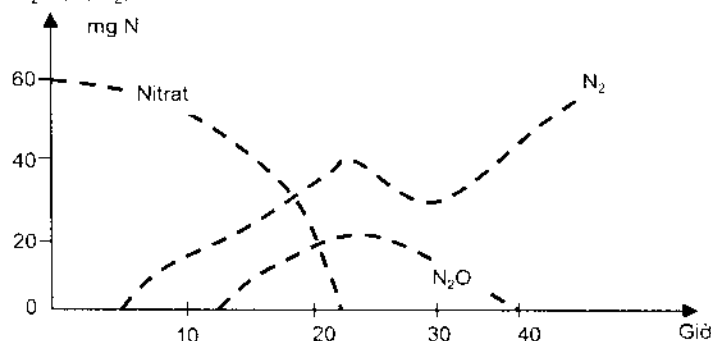
Sự biến đổi NH<sub>4</sub><sup>+</sup> tới NO<sub>2</sub><sup>-</sup> và NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; sự khử NO<sub>3</sub><sup>-</sup> đến NO<sub>2</sub><sup>-</sup> và sau đó đến N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> thể khí là những quá trình trung gian xảy ra do sự tham gia của các vi sinh vật và được gọi là quá trình nitrat hoá và phản nitrat hoá.

– Nitrat hoá liên quan đến các vi khuẩn (VK) hoá tự dưỡng mà trong những điều kiện hiếu khí chúng thu nhận năng lượng từ việc oxy hoá  $\text{NH}_4^+$  đến  $\text{NO}_2^-$ .

Nitrobacter và vi khuẩn đất oxy hoá  $\text{NO}_2^-$  đến  $\text{NO}_3^-$ . Ở hầu hết nơi sinh sống, vi khuẩn này luôn được phát hiện cùng với Nitrosomonas, Nitrospira hoặc Nitrosovibrio, chúng oxy hoá amôniac ( $\text{NH}_3$ ) tới nitrit cần thiết để tạo thành nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). pH và tỷ lệ nước – không khí của đất ảnh hưởng mạnh tới quá trình nitrat hoá (pH tối ưu từ 6,6 – 8,0). Ở hầu hết các loại đất,  $\text{NH}_4^+$  được giải phóng khi phân huỷ chất hữu cơ thường không được các vi sinh vật tái sử dụng ngay mà biến đổi nhanh thành  $\text{NO}_3^-$ . Theo Clark (1989),  $\text{NO}_3^-$  được hình thành trong đất có thể bị phản nitrat hoá nhờ hoạt động của vi sinh vật để thành các khí  $\text{N}_2\text{O}$  và  $\text{N}_2$ ; một phần  $\text{NO}_3^-$  được vi sinh vật hấp thụ để tạo thành những axit amin, hoặc khi thiếu  $\text{O}_2$ , nó có thể được vi sinh vật sử dụng như chất nhận điện tử và bị khử đến  $\text{NH}_4^+$ . Quá trình phản nitrat hoá là quá trình men hoá và là kết quả của sự khử đồng hoá  $\text{NO}_3^-$  bởi vi sinh vật và cũng là kết quả của sự khử dị hoá nitrat đến  $\text{NH}_4^+$ .

Trật tự kế tiếp các sản phẩm được tạo thành trong quá trình phản nitrat hoá được minh hoạ ở hình 7.6.

( $\text{NO}_3^-$ ) ( $\text{NO}_2^-$ ) ( $\text{N}_2\text{O}$ ) ( $\text{N}_2$ )



Hình 7.6. Sản phẩm được hình thành trong quá trình phản nitrat hoá ở pH = 7,8

Nguồn: Cooper & Smith, 1983

Tuy nhiên, ở điều kiện đồng ruộng không phải tất cả các sản phẩm trung gian đều biến đổi sang  $\text{N}_2$  nhờ sự tham gia của enzym reductaza. Phản nitrat hoá khi thiếu  $\text{O}_2$  được gây nên bởi nhiều vi khuẩn và danh mục các vi khuẩn có khả năng phản nitrat hoá trong môi trường đất được dẫn ra ở bảng 7.4.

Bảng 7.4. Vi khuẩn có khả năng phản nitrat hoá

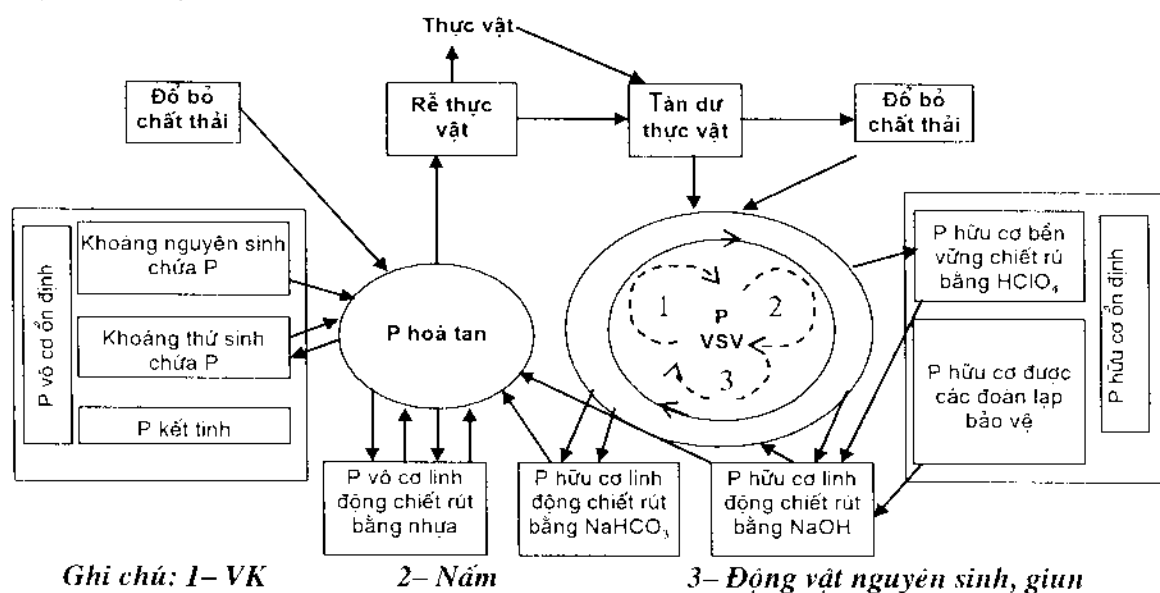
| Giống                                | Đặc trưng một số loài                                             |
|--------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|
| <i>Alcaligenes</i>                   | Thường được phân lập từ đất                                       |
| <i>Agrobacterium</i>                 | Một số loài gieo mầm bệnh thực vật                                |
| <i>Azospirillum</i>                  | Có khả năng cố định nitơ, thường tổ hợp với các loại cỏ           |
| <i>Bacillus</i>                      | Là những vi khuẩn phản nitrat hoá ưa nhiệt                        |
| <i>Flavobacterium</i>                | Loài phản nitrat hoá được phân lập                                |
| <i>Halobacterium</i>                 | Đòi hỏi nồng độ muối cao cho sinh trưởng                          |
| <i>Hyphomicrobium</i>                | Sinh trưởng trên cơ chất cacbon đơn                               |
| <i>Paracoccus</i>                    | Có khả năng sinh trưởng thạch dưỡng và dị dưỡng                   |
| <i>Propionibacterium</i>             | Tác nhân gây men có khả năng phản nitrat hoá                      |
| <i>Pseudomonas</i>                   | Thường được phân lập từ đất                                       |
| <i>Rhizobium</i>                     | Có khả năng cố định $\text{N}_2$ cộng sinh với cây bộ Đậu         |
| <i>Rhodopseudomonas Thiobacillus</i> | Có khả năng quang hợp. Nhìn chung sinh trưởng như VK hoá tự dưỡng |

Nguồn: Firestone, 1982

Phản nitrat hoá chỉ xảy ra khi có nitơ bị oxy hoá và có ít  $O_2$  trong một môi trường thích hợp cho sinh trưởng các vi khuẩn phản nitrat hoá. Các vi khuẩn phản nitrat hoá chủ yếu là vi khuẩn dị dưỡng, môi trường thích hợp nhất để hoạt động là pH trung tính ( $pH = 6 - 8$ ), tỷ lệ nước/không khí thích hợp và nhiệt độ đất khoảng từ  $20 - 30^\circ C$ .

### b) Các chuyển hoá phospho

Phospho của đất có thể là nguyên tố có hại khi nó xâm nhập vào các thủy vực. Ở đây, các phối tử hữu cơ liên kết với P vô cơ làm thay đổi các tính chất. P hữu cơ có thể liên kết trong đất ở các dạng axit nucleic; phospholipit. Hầu hết vi khuẩn dinh dưỡng hữu cơ của khu hệ vi sinh vật đất và vi khuẩn khoáng hoá phospho hữu cơ đều sản sinh ra những phosphat vi sinh và chịu ảnh hưởng mạnh của pH đất; nhiệt độ và độ ẩm. Những sản phẩm sinh ra trong các giai đoạn khác nhau của sự chuyển hoá trung gian vi sinh vật thường có những tính chất khác nhau và sự di chuyển chúng trong môi trường đất cũng chịu ảnh hưởng của các kiểu hình thành loài. Các dạng P khác nhau trong đất được hình thành qua sự chuyển hoá trung gian bởi những sinh vật được minh hoạ ở hình 7.7.



**Hình 7.7. Sự phân nhánh và các dòng phospho**

Nguồn: Stewart, 1982

### b) Sự chuyển hoá các chất ô nhiễm KLN

Chuyển hoá kim loại gồm 2 quá trình chính:

- Oxy hoá khử các dạng vô cơ và chuyển hoá kim loại thành các phức hữu cơ.
- Chuyển hoá các phức hữu cơ sang dạng vô cơ.

Sự oxy hoá khử nhờ vi sinh vật là con đường điển hình nhất đối với chuyển hoá kim loại. Ở những điều kiện chua, sắt kim loại ( $Fe^0$ ) bị oxy hoá đến  $Fe^{2+}$ , nhưng khi pH đất lớn hơn 5 nó bị oxy hoá thành  $Fe^{3+}$ . Ở điều kiện chua,  $Fe^{3+}$  dễ dàng bị khử. Vi khuẩn *Thiobacillus ferrooxidans* xúc tác cho phản ứng này.

Sự oxy hoá  $Mn^{2+}$  bởi vi sinh vật chỉ xảy ra trong môi trường trung tính và axit, và nhiều VK đất, nấm cũng có thể oxy hoá ion Mn.

Những chuyển hoá kim loại nhờ vi sinh vật: vi sinh vật phát triển những cơ chế chống chịu

khác nhau để ngăn ngừa tính độc kim loại: trong số các cơ chế này có cơ chế oxy hoá/ khử, tạo phức kim loại và alkyl hoá kim loại.

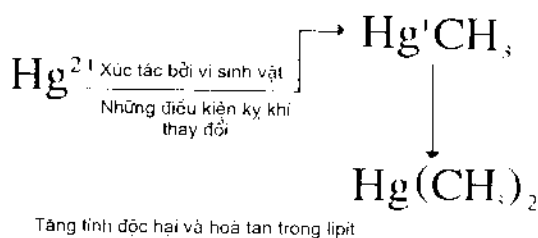
+ Oxy hoá/khử: Oxy hoá kim loại xúc tiến tính linh động kim loại, kích thích chuyển động kim loại khỏi tế bào. Ví dụ: vi khuẩn gram dương *Bacillus megaterium* có thể oxy hoá Se nguyên tố thành selenit và phản ứng sẽ làm gia tăng tính linh động của Se. Một số vi sinh vật khác khử các kim loại như Cr làm cho chúng kết tủa hoặc không linh động

+ Tạo phức: Những vi sinh vật cũng có thể tác động tích cực đến phức kim loại tạo thành các vật liệu polyme không chỉ bên trong mà cả bên ngoài tế bào. Ví dụ: phát hiện sự tích lũy uranium ngoại bào như những lông tơ hình kim trong một lớp dày khoảng 2µm trên bề mặt của nấm men bia *Saccharomyces cerevisiae*. Ngược lại, uranium tích lũy thành cặn lắng nội bào dày trong *Pseudomonas aeruginosa*.

+ Sự alkyl hoá: Một số VSV có thể chuyển hoá kim loại bằng sự alkyl hoá gồm sự chuyển dời một hoặc nhiều nhóm phối tử hữu cơ (nghĩa là những nhóm metyl) tới kim loại và hình thành những hợp chất phức hữu cơ – kim loại bền vững, ví dụ như Hg (hình 7.8).

Các tính chất lý – hoá của phức hữu cơ – kim loại khác nhiều so với kim loại nguyên chất. Ví dụ: sự bay hơi tăng tạo thuận lợi cho chuyển động phức hữu cơ – kim loại qua dung dịch đất và cuối cùng vào khí quyển. Nhìn chung, tính linh động phụ thuộc vào bản chất và số lượng của phối tử hữu cơ được lôi cuốn vào. Nhưng sự có mặt ngay cả khi nhóm metyl đơn độc cũng tăng đáng kể cả hai sự bay hơi và ái lực với lipid của kim loại. Những

chuyển hoá làm tăng độ bay hơi tạo khả năng cho những vi sinh vật thải loại kim loại độc khỏi môi trường của nó, tuy nhiên, sự đồng phát tăng ái lực lipid có thể gây ra sự khuếch đại sinh học kim loại, gây nên tác động độc hại đến thành phần HST.



**Hình 7.8. Alkyl hoá thuỷ ngân nhờ vi khuẩn**

## 4.2. Sự chuyển hoá các hoá chất hữu cơ nguy hại

Quá trình trao đổi chất vi sinh vật là cơ chế chính để chuyển hoá các hoá chất hữu cơ nguy hại trong môi trường đất. Bollag và Liu (1990) đã xác định 5 quá trình cơ bản xảy ra trong chuyển hoá các hoá chất hữu cơ nguy hại bởi vi sinh vật. Đó là:

– Sự thoái hoá 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. Các phân tử hữu cơ được một hoặc nhiều vi sinh vật đồng hoá thành  $\text{CO}_2$  và những phân tử vô cơ. Bằng cách này, những vi sinh vật một mặt đáp ứng các nhu cầu cho tăng trưởng, mặt khác những phân tử hữu cơ độc hại bị phân huỷ hoàn toàn mà không mất đi những sản phẩm chuyển hoá trong môi trường đất.

– Chuyển hoá mạch (cometabolic): Là những chuyển hoá gồm sự thoái hoá các phân tử hữu cơ độc hại nhờ vi sinh vật. Chúng sinh trưởng nhờ sử dụng một cơ chất khác mà không phải là chất hữu cơ nguy hại được chúng sử dụng như một nguồn năng lượng. Trong quá trình này, nhiều enzym xúc tác phản ứng ban đầu dẫn đến sự tích lũy những sản phẩm trung gian và trong nhiều trường hợp những sản phẩm này lại nguy hại hơn nhiều so với những phân tử hữu cơ ban đầu.

– Polyme hoá 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 oxy hoá kép, dẫn đến việc đưa thêm những chất lạ vào thành phần chất hữu cơ đất.

– Sự tích lũy vi sinh: Là sự chuyển hoá vi sinh vật phụ có thể tác động đến trạng thái các hoá chất hữu cơ nguy hại trong môi trường đất. Tốc độ tích lũy phụ thuộc vào những tính chất của VSV và của các chất hữu cơ nguy hại.

– Sự chuyển hoá các chất hữu cơ nguy hại không có sự tham gia của enzym là kết quả hoạt tính vi sinh vật. Đây là quá trình gián tiếp xảy ra do những thay đổi các thông số môi trường như pH và Redox gây nên bởi vi sinh vật. Các sản phẩm vi sinh vật hoạt động như những chất nhạy cảm ánh sáng xúc tiến sự phân huỷ quang hoá một số hoá chất nguy hại.

– Các phản ứng oxy hoá là quan trọng nhất trong các quá trình chuyển hoá có sự tham gia của một nhóm enzym oxy hoá như peroxydaza; lactaza; các oxydaza chức năng hỗn hợp. Những phản ứng oxy hoá chính được trình bày ở bảng 7.5.

**Bảng 7.5. Các phản ứng oxy hoá trong chuyển hoá thuốc trừ sâu bởi VSV**

|                    |                                                                                                              |
|--------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Hydroxin hoá       | $RCH \rightarrow RCOH$<br>$ArH \rightarrow ArOH$                                                             |
| Khử ankyt hoá nitơ | $RNCH_2CH_3 \rightarrow RNH + CH_3CHO$<br>$ArNRR' \rightarrow ArNH_2$                                        |
| Oxy hoá            | $ArO(CH_2)_nCH_2CH_2COOH \rightarrow ArO(CH_2)_nCOOH$                                                        |
| Khử cacboxyl hoá   | $RCOOH \rightarrow RH + CO_2$<br>$ArCOOH \rightarrow ArH + CO_2$<br>$ArCH_2COOH \rightarrow Ar_2CH_2 + CO_2$ |
| Epoxit hoá         | $RCH = CHR' \xrightarrow{O} \begin{array}{c} O \\ \diagup \quad \diagdown \\ RCH - CHR' \end{array}$         |
| Oxy hoá kép        | $ArOH \rightarrow (Ar)_2(OH)_2$                                                                              |
| Sunphat hoá        | $RSR' \rightarrow RS(O)R' \text{ hoặc } RS(O)_2R'$                                                           |
|                    | R = gốc hữu cơ; Ar- gốc nhân thơm                                                                            |

Nguồn: Bollag, 1990

Hydroxin hoá xảy ra trên vòng nhân thơm, trên nhóm dây béo (mỡ), trên mạch bên ankyt, làm cho hợp chất có tính cực nhiều hơn và do đó độ tan của nó trong nước tăng lên.

N- khử ankyt gồm những thay thế ankyt cho một phân tử nhân thơm do vi sinh vật xúc tác.

β- oxy hoá được xúc tiến nhờ sự bẻ gãy từng đợt những phân đoạn cacbon nối đôi từ axit béo. Để β- oxy hoá hoạt động bình thường, 2 proton cần thiết cho mỗi cacbon α và β. Sự khử cacboxyl xảy ra khi nhóm cacboxyl bị tách ra do hoạt tính vi sinh vật. Phản ứng do vi sinh vật xúc tác rất phổ biến đối với những hợp chất xảy ra một cách tự nhiên, cũng như với những hoá chất hữu cơ tổng hợp. Sự bẻ gãy ête là kết quả sự tách hydrocacbon từ một nguyên tử oxy có chức năng liên kết nó với gốc khác của một phân tử.

Cơ chế được giả thiết cho phản ứng này là sự bẻ gãy do oxydaza có chức năng hỗn hợp xúc tác với sự hiện diện của pyridin nucleotit bị khử và oxy phân tử. Oxy hoá kép là phản ứng trùng hợp do phenoloxydaza xúc tác. Phản ứng sunphat hoá là sự chuyển đổi có xúc tác của enzym hợp chất hoá trị 2 tới sunphoxit như sunphon. Sự oxy hoá sunphua và sunphit đến các



sunphoxit và sunphat tương ứng cũng có thể do các kim loại xúc tác. Do đó, rất khó phân biệt giữa những phản ứng gây ra do hoá học hoặc do sinh học. 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 sunphoxit và khử halogen khử (bảng 7.6).

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

**Bảng 7.6. Các phản ứng khử và thuỷ phân những thuốc trừ sâu tổng hợp có VSV tham gia**

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

Những phản ứng khử khác gồm sự bão hoà các liên kết đôi và khử andehyt đến alcohol (rượu), khử xeton đến alcohol thứ sinh và đến những kim loại nhất định.

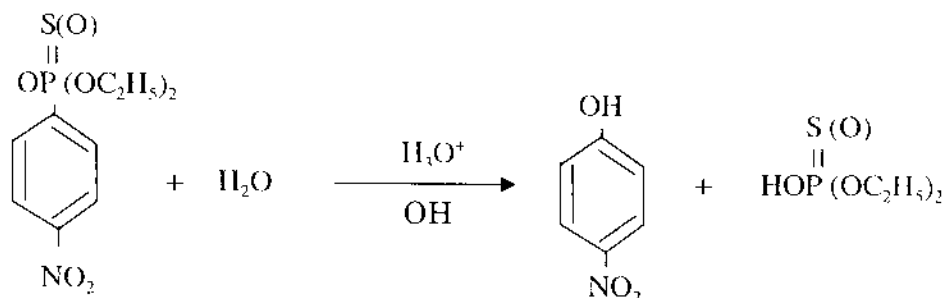
Những phản ứng thuỷ phân cũng được lôi cuốn vào chuyển hoá những phân tử hữu cơ nguy hại, có chứa ête; este hoặc liên kết amit. Trong trường hợp khử halogen bằng thuỷ phân, một halogen được thay thế với nhóm hydroxin. Đây cũng là phản ứng do vi sinh vật tham gia do chúng thải ra ngoài tế bào các enzym thuỷ phân.

Nhìn chung, các enzym được lôi cuốn vào những phản ứng thuỷ phân gồm esteraza, acrylamidaza; phosphataza; hydrolaza và lyaza. Bollag (1990) nhấn mạnh rằng, thường khó xác định chất xúc tác khởi đầu của phản ứng vì những điều kiện môi trường điển hình hoặc những tác động thứ cấp trong chuyển hoá tạo điều kiện cho vi sinh vật tăng cường cơ hội để thuỷ phân.

Những phản ứng tổng hợp xảy ra do ảnh hưởng của hoạt tính vi sinh vật, khi những hoá 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 hoá và axetyl hoá thường xảy ra trong trao đổi chất vi sinh vật với các chất lạ. Các phenoloxydaza và peroxydaza của vi sinh vật xúc tác những chuyển hoá các hợp chất anilic hoặc phenolic thành những sản phẩm polyme.

*Các ví dụ:*

Quá trình chuyển hoá các chất gây ô nhiễm cũng xảy ra trong thể lỏng và trên giao diện tiếp xúc giữa thể rắn với thể lỏng. Sự thuỷ phân là dẫn chứng điển hình đối với chuyển hoá của chất parathion – một hợp chất phospho hữu cơ được sử dụng lâu năm trong bảo vệ thực vật và trong gia dụng.



Vì đa số thuốc trừ sâu phospho hữu cơ đều chứa thuỷ phân, sự tồn dư của chúng trong nước tự nhiên có thể kiểm soát được nhờ các lực hoá học hơn là nhờ hoạt tính sinh học. Tốc độ thuỷ phân parathion phụ thuộc vào pH, nghĩa là phản ứng được xúc tác bởi ion hydronium ( $\text{H}_3\text{O}^+$ ) hoặc hydroxit ( $\text{OH}^-$ ).

Bảng 7.7 nêu các hằng số tốc độ thuỷ phân và thời gian bán tồn lưu của parathion tại pH khác nhau ở nhiệt độ  $20^\circ\text{C}$ , nếu xếp hạng theo mức độ tồn lưu hoặc sự xuất hiện các sản phẩm thuỷ phân của thuốc trừ sâu hữu cơ trong các nguồn nước tự nhiên. Gomaa và Faust (1971) cho biết, nhìn chung ở  $20^\circ\text{C}$ , sự thuỷ phân parathion tăng tương đối nhanh so với thuỷ phân paraoxon ở pH = 9 và 5 lần nhanh hơn ở pH = 10,4 (bảng 7.7).

**Bảng 7.7. Sự thuỷ phân parathion ở  $20^\circ\text{C}$**

| pH   | Parathion             | $t_{1/2}$ giờ |
|------|-----------------------|---------------|
| 3,1  | $1,65 \times 10^{-4}$ | 4.182         |
| 5,0  | $1,88 \times 10^{-4}$ | 3.670         |
| 7,4  | $2,66 \times 10^{-4}$ | 2.594         |
| 9,0  | $1,32 \times 10^{-3}$ | 523           |
| 10,4 | $2,08 \times 10^{-2}$ | 33,2          |

$K_{0b}$  = hằng số tốc độ quan sát;  $t_{1/2}$  = thời gian bán tồn lưu,

Nồng độ ban đầu của parathion =  $3.948 \times 10^{-5} \text{M}$

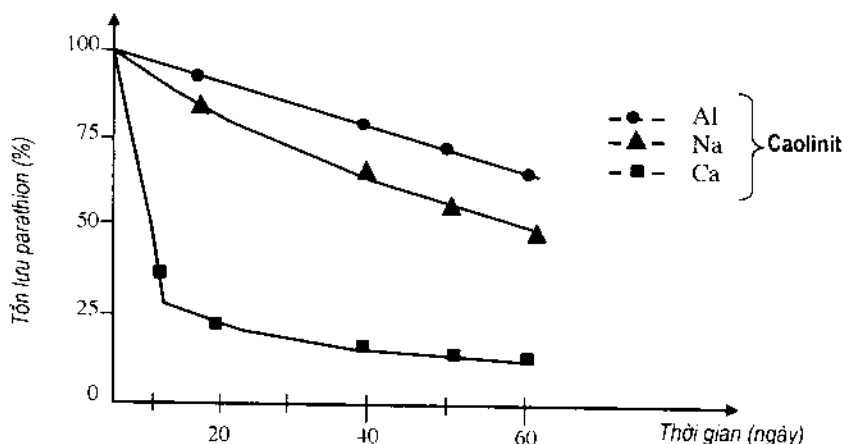
Nguồn: Theo Gomaa và Faust, 1971

Sự xúc tiến thuỷ phân bề mặt parathion cũng được Saltzman (1974) khẳng định khi sử dụng Caolinit đặc trưng cho thể rắn đất.

Sự tăng cường phân huỷ parathion do thuỷ phân este phosphat đến p-nitrophenol và diethyl thiophosphat cũng đã được các nghiên cứu khẳng định. Caolinit cũng được các tác giả thừa nhận đóng vai trò xúc tác quá trình phân huỷ. Bản chất của cation trao đổi tác động mạnh tới tốc độ thuỷ phân. Ca- caolinit có hoạt tính mạnh nhất trong phân huỷ parathion và sự thuỷ phân ở trong dung dịch nước ở pH = 8,5 tại cùng nhiệt độ mạnh gấp 4 lần. Nếu quá nhiều nước, tác động xúc tác của caolinit giảm.

Hình 7.9 nêu sự bền vững của parathion trên caolinit đơn ion khác nhau. Điều thấy rõ là sự phân huỷ parathion được quyết định bởi bề mặt khoáng sét.

Saltzman (1976) xác định rằng, tốc độ phân huỷ parathion trên caolinit phụ thuộc vào bản chất của cation bão hoà và quá trình sẽ bị kìm hãm khi có nước tự do. Vì tốc độ phân huỷ trên các khoáng sét sấy khô đối với Na-caolinit rất nhỏ so với Ca-caolinit. Do đó giả thiết rằng, nhân tố quyết định trong phân huỷ có thể là sự hiện diện của nước hydrat hoá cation trên các khoáng sét, nghĩa là khả năng của các cation khác nhau duy trì màng hydrat hoá của chúng khi sấy ở  $105^\circ\text{C}$ . Nước hấp phụ bổ sung trên Na-caolinit xúc tiến hiệu quả xúc tác trên khoáng sét (hình 7.9).



Hình 7.9. Động năng thoái hoá thủy phân của parathion trên bề mặt caolinit

Như vậy, sự thủy phân parathion không chỉ là quá trình phi sinh học mà còn là quá trình men hoá. Heuer (1976) đã tiến hành thực nghiệm trong phòng với việc sử dụng enzym phosphatase đối với parathion trong dung dịch nước, được hấp phụ trên những bề mặt thể rắn đất và trong chất chiết rút đất (đều được thanh trùng trước) và phát hiện hiệu lực của phosphatase đối với parathion trong dung dịch, nhưng hiệu lực lại không có đối với parathion được hấp phụ trên bề mặt thể rắn.

Nhận thấy rằng, các enzym không hoạt động khi chúng bị hấp phụ trên bề mặt keo đất, các tác giả cho rằng, sự tác động tương hỗ giữa chúng với parathion chỉ xảy ra khi cả hai cấu tử không bị hấp phụ. Nelson (1981) đã phân lập từ đất vi khuẩn có khả năng thủy phân parathion (*Arthrobacter sp.*), thế nhưng sự thủy phân gây nên bởi vi sinh vật ngừng khi p-nitrophenol – sản phẩm thủy phân parathion – vượt quá 1mM và trở nên độc hại đối với vi khuẩn.

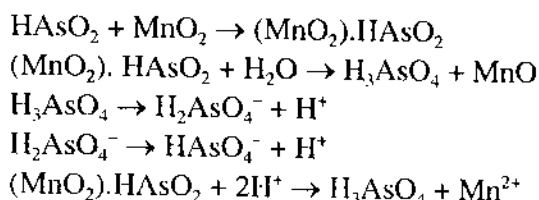
#### Quá trình oxy hoá khử (Redox):

Quá trình oxy hoá khử (Redox) là chủ đạo trong chuyển hoá các kim loại trong đất. Nó có thể gây phản ứng trung gian bằng hoá học hoặc sinh học. Ví dụ: sự tồn tại dạng oxy hoá Fe ( $Fe^0$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$ ). Ở đất chua,  $Fe^0$  dễ oxy hoá đến  $Fe^{2+}$ . Ở pH < 5,0,  $Fe^{2+}$  ổn định và ở pH > 5,0 nó bị oxy hoá hoá học đến  $Fe^{3+}$ .  $Fe^{3+}$  lại dễ bị khử ở dạng chua, nhưng cho kết tủa trong dung dịch kiềm. Vì sự oxy hoá  $Fe^{2+}$  ít xảy ra ở pH > 5,0, nên khó khẳng định là phản ứng có enzym tham gia ở các giá trị pH cao hơn.

$Fe^{3+}$  có thể đóng vai trò nhận điện tử. Nó có thể bị khử bởi phản ứng với những sản phẩm vi sinh vật cuối cùng như format hoặc  $H_2S$ . Nấm *Alternaria* và *Fusarium*, và vi khuẩn *Bacillus* cũng phát hiện có khả năng khử  $Fe^{3+}$ . Các enzym như nitratoreductase có thể tham gia vào các phản ứng này và sự hiện diện  $NO_3^-$  thường tạo thế oxy hoá khử cao làm kìm hãm sự khử sắt.

Một ví dụ về động học oxy hoá có thể xem xét biểu hiện của As trong đất. Trong môi trường đất, có thể có cả  $Mn^{3+}$ ,  $Mn^{4+}$  và oxit  $Fe^{3+}$ , chúng có thể oxy hoá các kim loại như  $As^{3+}$  đến  $As^{4+}$ .

Đây là hiệu ứng có lợi vì  $As^{3+}$  cực kỳ độc hại, tan trong nước và linh động hơn nhiều so với  $As^{4+}$ . Khi một hợp chất của As như  $As^{3+}(HAsO_2)$  được thêm vào đất chứa  $MnO_2$ , nó có thể không chỉ bị oxy hoá đến  $As^{5+}(H_3AsO_4)$  mà còn bị thể rắn đất hấp phụ. Oscarson (1983) đề xuất sơ đồ oxy hoá sau:



Bước đầu tiên là hình thành lớp hấp phụ. Với chất chuyển đổi oxy,  $\text{HAsO}_2$  bị oxy hoá đến  $\text{H}_3\text{AsO}_4$ . Tại  $\text{pH} \leq 7$ , loại  $\text{As}^{3+}$  chủ yếu là axit asenic ( $\text{HAsO}_2$ ), nhưng sản phẩm oxy hoá  $\text{H}_3\text{AsO}_4$  sẽ phân ly thành lượng bằng nhau  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$  và  $\text{HAsO}_4^{2-}$  và với lượng rất nhỏ  $\text{H}_3\text{AsO}_4$  hiện diện tại thế cân bằng. Mỗi một phân tử  $\text{As}^{3+}$  bị oxy hoá giải phóng khoảng 1,5 phân tử  $\text{H}^+$  vào hệ thống.

Động học của sự oxy hoá hoá học có thể được minh hoạ bằng sự hiện diện của 2 loại thuốc trừ sâu: diquat và paraquat. Gomaa và Faust (1971) chỉ ra rằng, tốc độ oxy hoá 2 loại thuốc trừ sâu này bởi  $\text{KMnO}_4$  phụ thuộc vào nồng độ ion hydronium; pH và nhiệt độ (bảng 7.8).

**Bảng 7.8. Ảnh hưởng của pH và nhiệt độ đến sự oxy hoá diquat và paraquat bởi  $\text{KMnO}_4$**

| Nhiệt độ | $K_{o,b} \text{ } 1\text{mol}^{-1}\text{ml}^{-1}$ |          |                           |          |
|----------|---------------------------------------------------|----------|---------------------------|----------|
|          | Diquat- $\text{KMnO}_4$                           |          | Paraquat- $\text{KMnO}_4$ |          |
|          | pH = 5,1                                          | pH = 9,1 | pH = 5,1                  | pH = 9,1 |
| 10       | 0,053                                             | 6,71     | 0,040                     | 4,73     |
| 20       | 0,126                                             | 14,54    | 0,111                     | 9,64     |
| 30       | 0,275                                             | 23,46    | 0,232                     | 17,99    |
| 40       | 0,501                                             | 41,28    | 0,425                     | 33,61    |

Các nồng độ ban đầu: Diquat =  $4,16 \times 10^{-5} \text{M}$ ; Paraquat =  $3,64 \times 10^{-5} \text{M}$  và  $\text{KMnO}_4 = 10^{-3} \text{M}$

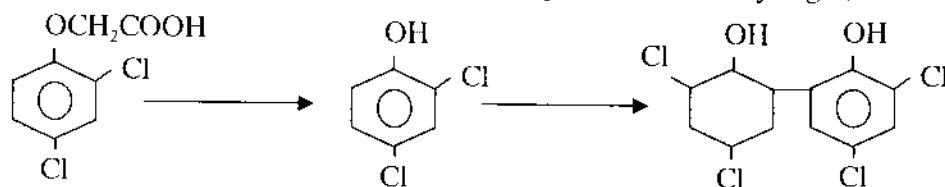
Các tác giả quan sát thấy năng lượng hoạt hoá cho phản ứng diquat- $\text{KMnO}_4$  ở pH = 9,1 khoảng 1kcal nhỏ hơn đối với sự oxy hoá paraquat-  $\text{KMnO}_4$  trong cùng một điều kiện.

Năng lượng hoạt hoá tăng khoảng 4kcal do sự giảm pH từ 9,1 xuống 5,1.

Tốc độ phản ứng diquat-  $\text{KMnO}_4$  ở pH = 9,1 khoảng 100 lần nhanh hơn ở pH = 5,1

Các phản ứng oxy hoá trong biến đổi thuốc trừ sâu bởi vi sinh vật cũng được nghiên cứu. Sự phân huỷ thuốc trừ sâu 2,4D là một ví dụ. 2,4D bị phân huỷ tới 2,4 diclorophenol, chất này có thể bị oxy hoá gấp 2 lần nhờ enzyme phenoloxydaza xúc tác. Minard (1981) cho biết, lactaza được phân lập từ nấm đất *Rhizoctonia praticola* polyme hoá 2,4 diclorophenol đến dime 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 mền phenol như axit syringic; axit vanilic và vanilin.



## V- TÁC ĐỘNG CỦA QUÁ TRÌNH SINH HỌC ĐẾN HÀNH VI VÀ DI CHUYỂN CHẤT Ô NHIỄM HỮU CƠ NGUY HẠI

### 1. Tác động sinh học đến chất ô nhiễm

Mặc dù các yếu tố hoá, lý học tác động tới hành vi các chất ô nhiễm trong đất và nước, nhưng không phải là các yếu tố duy nhất quyết định hành vi các chất ô nhiễm. Sự tích lũy một lượng lớn các chất hữu cơ, trong đó có các chất ô nhiễm và những chất hữu cơ tự nhiên gây ra những vấn đề ô nhiễm trầm trọng. Do đó, chúng ta cần xem xét một yếu tố thứ ba là hợp phần

sinh học của đất và nước. Hợp phần này phân huỷ những chất hữu cơ xảy ra một cách tự nhiên và làm giảm tác động của các chất ô nhiễm nguy hại đến MT. Vấn đề này hiện đang được chú ý nhiều để sử dụng các biện pháp sinh học cải tạo những vùng bị ô nhiễm nặng.

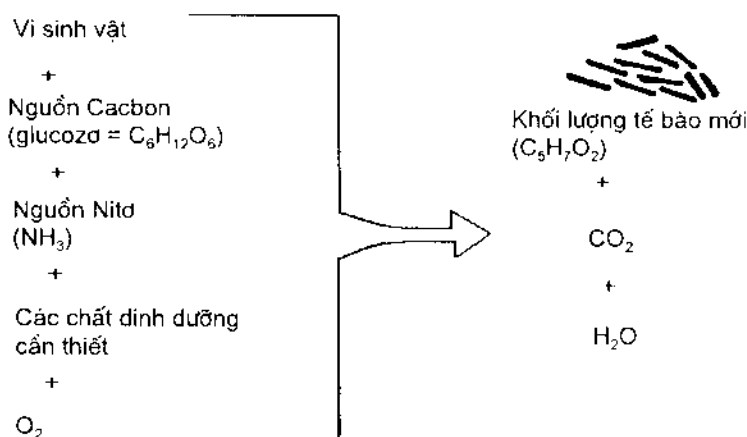
Sự hiện diện các vi sinh vật trong đất và trong nước có thể tác động đến sự phân bố, sự di chuyển và nồng độ các chất ô nhiễm qua quá trình được gọi là **phân huỷ sinh học**.

Hơn nữa, một số chất ô nhiễm có thời gian bán rã rất ngắn ở những điều kiện MT bình thường vì chúng là những nguồn thức ăn cho những vi sinh vật phát triển mạnh. Đối với những chất ô nhiễm, tác động của các vi sinh vật có thể bị giới hạn do các nguyên nhân khác nhau: Số lượng nhỏ các vi sinh vật phân huỷ, chất ô nhiễm có cấu trúc bền vững đối với sự phân huỷ của VSV, hoặc những điều kiện MT không thuận lợi có thể dẫn đến tốc độ phân huỷ rất thấp.

## 2. Quá trình tổng thể của phân huỷ sinh học

Phân huỷ sinh học là sự bẻ gãy các hợp chất hữu cơ qua hoạt tính sinh học. Những hợp chất hữu cơ có khả năng phân huỷ sinh học như những nguồn thức ăn hoặc cơ chất cho VSV và tính dễ tiêu của một chất hữu cơ đối với VSV thì được gọi là **dễ tiêu sinh học** của chất hữu cơ đó. Dễ tiêu sinh học là một trong khía cạnh của phân huỷ sinh học của bất kỳ chất hữu cơ nào và phụ thuộc nhiều vào độ ẩm. Các thành tế bào VSV chứa 70 – 90% hàm lượng nước và thức ăn chúng thu nhận từ dung dịch xung quanh tế bào, nghĩa là tính dễ tiêu sinh học của cơ chất phụ thuộc vào tổng lượng cơ chất trong dung dịch nước xung quanh tế bào. Một yếu tố quan trọng làm suy giảm tính dễ tiêu sinh học là đất hấp phụ các cơ chất này.

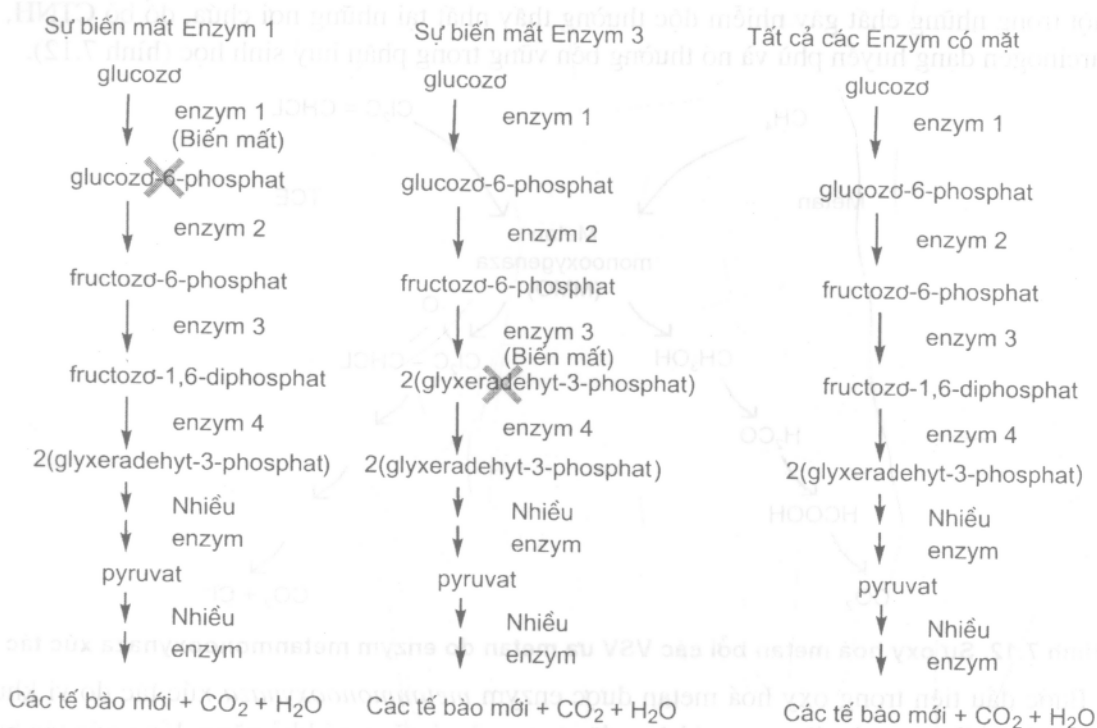
Cần thiết phải hiểu rằng, phân huỷ sinh học các hợp chất hữu cơ là *"một loạt các bước phân huỷ sinh học, hoặc theo con đường mà cuối cùng gây nên sự oxy hoá các hợp chất hữu cơ nguyên khai"*. Thông thường, sự phân huỷ các hợp chất hữu cơ này sản sinh ra năng lượng. Sự phân huỷ hoàn toàn hay sự khoáng hoá gồm sự oxy hoá hợp chất hữu cơ nguyên khai để hình thành dioxit cacbon và nước. Quá trình cung cấp cả hai: cacbon và năng lượng cho tăng trưởng và tái sinh các tế bào.



**Hình 7.10. Khoáng hoá hiếu khí một hợp chất hữu cơ**

Hình 7.10 minh hoạ sự khoáng hoá bất cứ hợp chất hữu cơ nào dưới điều kiện hiếu khí. Một loạt các bước phân huỷ gồm sự khoáng hoá là tương tự nhau, liệu nguồn cacbon có phải là loại đường đơn giản như glucozơ, polyme thực vật như xenlulozơ hoặc phân tử chất ô nhiễm. Mỗi bước phân huỷ theo một phương thức được các chất xúc tác đặc trưng làm thuận

lợi hoặc enzym xuất hiện khi phân huỷ tế bào. Các enzym phần lớn được phát hiện bên trong tế bào, nhưng chúng cũng được tạo nên và giải phóng từ tế bào để giúp khởi động các phản ứng phân huỷ. Những enzym được phát hiện bên ngoài tế bào được gọi là **enzym ngoại bào**. Các enzym ngoại bào rất quan trọng trong phân huỷ các đại phân tử như xenlulozơ vì các đại phân tử phải được bẻ gãy thành những phân tử nhỏ hơn, tạo thuận lợi cho việc di chuyển vào bên trong của tế bào VSV. Cả hai enzym nội bào và ngoại bào đều rất cần thiết cho quá trình phân huỷ. Sự phân huỷ sẽ ngừng tại bất cứ bước nào nếu một loại enzym phù hợp không có mặt (hình 7.11).



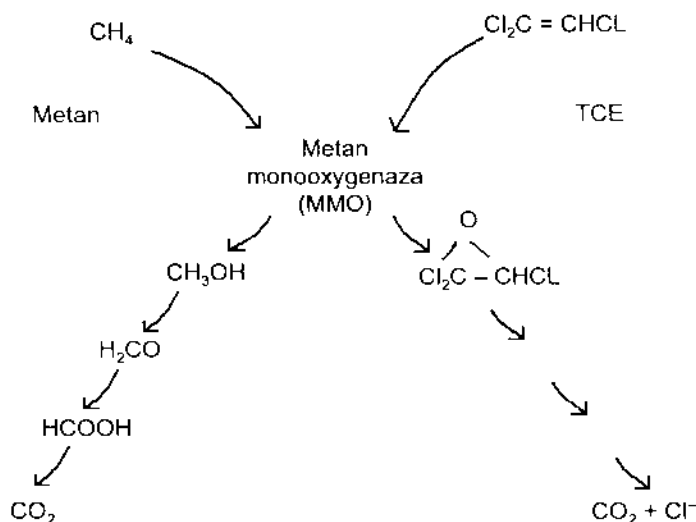
**Hình 7.11. Sự phân huỷ những hợp chất hữu cơ theo các bước**

Sự thiếu vắng những enzym phân huỷ sinh học thích hợp là một nguyên nhân phổ biến về tính bền vững trong MT của một số chất ô nhiễm, đặc biệt những chất ô nhiễm có những cấu trúc hoá học dị thường và các enzym tồn tại chưa được biết. Như chúng ta đã biết, sự phân huỷ phụ thuộc vào cấu trúc hoá học. Những chất ô nhiễm có cấu trúc tương tự như cấu trúc của hợp chất tự nhiên thường rất dễ bị phân huỷ, trong khi những chất ô nhiễm có cấu trúc không giống thì phân huỷ rất chậm và có thể không bị phân huỷ. Quá trình khoáng hoá có thể được mô tả như một phản ứng hoá học.

Hình 7.10 cho thấy, khi có oxy và nguồn nitơ (như NH<sub>3</sub>), glucozơ được chuyển đổi vào khối lượng tế bào mới (C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>), dioxit cacbon và nước. Giống như glucozơ, nhiều phân tử chất ô nhiễm như hầu hết các hợp phân dầu hoả, chất diệt cỏ và thuốc trừ sâu được sử dụng trong nông nghiệp có thể bị khoáng hoá dưới những điều kiện trực tiếp.

Một số hợp chất hữu cơ chỉ bị phân huỷ từng phần. Sự phân huỷ không hoàn toàn có thể gây nên do không có các enzym phân huỷ phù hợp, hoặc nó có thể tạo ra từ quá trình **đồng trao đổi chất** (cometabolism). Trong đồng trao đổi hoặc sự oxy hoá từng phần cơ chất diễn ra, nhưng năng lượng thu được từ quá trình oxy hoá không được sử dụng để hỗ trợ quá trình tăng

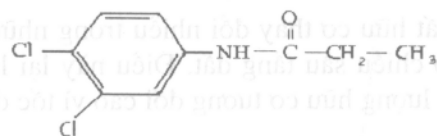
trường của các tế bào mới. Hiện tượng này xuất hiện khi các sinh vật có những enzym mà chúng thích hợp cho phân huỷ chất ô nhiễm đặc trưng, có nghĩa là các enzym của chúng là không đặc trưng. Đồng trao đổi chất có thể xảy ra không chỉ trong các thời kỳ tăng trưởng mạnh mà cả trong các thời kỳ ở đó các tế bào còn lại (tế bào không tăng trưởng) tương tác với hợp chất hữu cơ. Tuy nhiên rất khó đo đạc trong môi trường. Đồng trao đổi chất được minh hoạ cho một số chất gây ô nhiễm môi trường. Ví dụ: trichloroethene hoà tan công nghiệp (TCE) có thể bị oxy hoá theo cơ chế đồng trao đổi bởi vi khuẩn metan (*metanotrophic*), nguồn carbon duy nhất của nó là metan ( $\text{CH}_4$ ). Trichloroethene gây sự chú ý lớn do nhiều nguyên nhân. Nó là một trong những chất gây nhiễm độc thường thấy nhất tại những nơi chứa, đổ bỏ CTNH, đó là carcinogen dạng huyền phù và nó thường bền vững trong phân huỷ sinh học (hình 7.12).



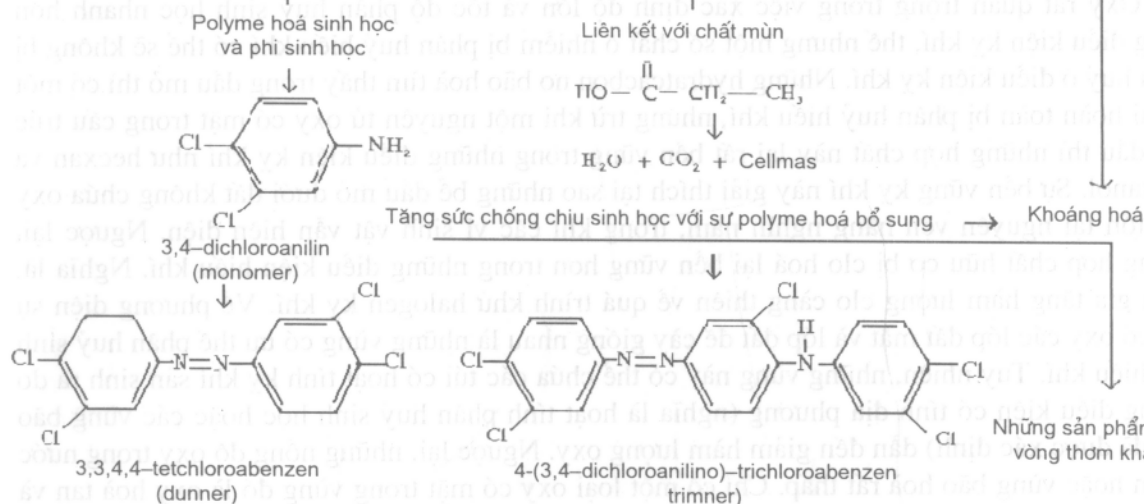
**Hình 7.12. Sự oxy hoá metan bởi các VSV ưa metan do enzym metanmonooxygenaza xúc tác**

Bước đầu tiên trong oxy hoá metan được enzym *metanmonooxygenaza* xúc tác do vi khuẩn metan tiết ra. Enzym này là enzym không đặc trưng vì nó cũng có khả năng đồng xúc tác bước thứ nhất trong oxy hoá TCE, khi cả hai metan và TCE đều có mặt. Vi khuẩn không thu nhận năng lượng từ bước phân huỷ đồng trao đổi chất của phản ứng. Những bước phân huỷ tiếp theo được minh hoạ ở hình 7.13 có thể được xúc tác một cách gián đoạn (*spontaneously*) bởi vi khuẩn khác, hoặc trong một số trường hợp do chính những vi khuẩn metan. Phản ứng đồng trao đổi chất này có ý nghĩa lớn trong cải tạo. Hiện nay đang tiếp tục nghiên cứu ứng dụng các vi khuẩn metan trong cải tạo những nơi bị nhiễm độc TCE. Những VSV đồng trao đổi chất khác phát triển trên toluen, propan và thậm chí cả trên amoni cũng được nghiên cứu sử dụng trong cải tạo sinh học. Sự phân huỷ từng phần hoặc không hoàn toàn có thể gây nên hiện tượng polyme hoá— đó là sự tổng hợp các hợp chất thành các phức tạp hơn và bền vững hơn so với hợp chất ban đầu. Điều này xảy ra khi những bước phân huỷ thường được xúc tác bởi các enzym ngoại bào gây hoạt hoá cao các hợp chất trung gian mà chúng có thể sau đó liên kết hoặc giữa chúng với nhau, hoặc với chất hữu cơ khác có mặt trong môi trường.

Hình 7.13 minh hoạ một số phản ứng polyme hoá có thể xảy ra với thuốc trừ cỏ propanil trong phân huỷ sinh học, những phản ứng này gồm sự hình thành các chất dime hoặc polyme phân tử lớn và rất bền vững trong MT. Sự bền vững như vậy có thể dẫn đến độ dễ tiêu sinh học thấp (hấp phụ cao) hoặc do sự thiếu vắng các enzym phân huỷ.



propanil – N (3,4 dichlorophenyl) propionamit



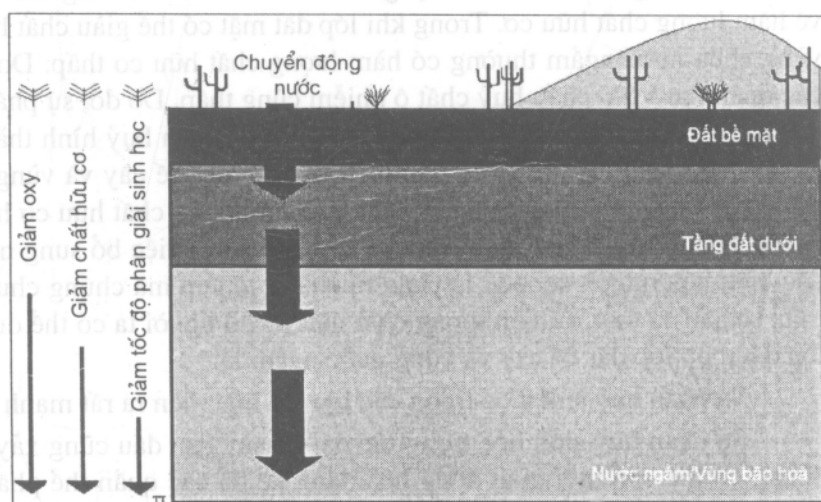
Hình 7.13. Các phản ứng polyme hoá xảy ra đối với thuốc trừ sâu propanil trong phân huỷ sinh học

### 3. Tác động của môi trường đến sự phân huỷ sinh học chất ô nhiễm nguy hại

Môi trường xung quanh quần xã là tổng các thông số hoá, lý và sinh học mà chúng tác động đến các VSV và quyết định liệu một vi khuẩn đặc trưng sẽ sống sót và trao đổi chất như thế nào. Sự dễ tiêu của các chất dinh dưỡng, sự trù phú các VSV trong một MT được xác định bằng độ dễ tiêu chất dinh dưỡng, cũng như bởi nhiều yếu tố hoá lý khác nhau như pH, Eh, nhiệt độ, thành phần cơ giới và độ ẩm đất.

Sự đầy đủ oxy, hàm lượng chất hữu cơ, độ dễ tiêu sinh học là cực kỳ quan trọng trong kiểm soát phân huỷ sinh học chất ô nhiễm nguy hại trong môi trường. Điều quan tâm là 3 yếu tố đầu tiên này có thể thay đổi nhiều phụ thuộc vào vị trí của chất ô nhiễm.

Hình 7.14 cho thấy sự nhiễm độc có thể xảy ra trong các HST trên cạn tại 3 vị trí chủ yếu là lớp đất mặt, lớp đế cây và vùng bão hoà. Độ dễ tiêu



Hình 7.14. Ba vị trí chính có thể bị nhiễm độc trong các HST trên cạn



hoặc sự đầy đủ oxy và các chất hữu cơ thay đổi nhiều trong những tầng này. Nhìn chung, oxy và chất hữu cơ đều giảm theo chiều sâu tầng đất. Điều này lại là ngoại lệ đối với nước ngầm tầng nông mà nó có chứa hàm lượng hữu cơ tương đối cao vì tốc độ tái nạp nước ngầm rất cao.

### 3.1. Oxy

Oxy rất quan trọng trong việc xác định độ lớn và tốc độ phân huỷ sinh học nhanh hơn trong điều kiện kỵ khí, thế nhưng một số chất ô nhiễm bị phân huỷ hiếu khí có thể sẽ không bị phân huỷ ở điều kiện kỵ khí. Những hydracacbon no bão hoà tìm thấy trong dầu mỏ thì có một số lại hoàn toàn bị phân huỷ hiếu khí, nhưng trừ khi một nguyên tử oxy có mặt trong cấu trúc ban đầu thì những hợp chất này lại rất bền vững trong những điều kiện kỵ khí như hecxa và hecxaol. Sự bền vững kỵ khí này giải thích tại sao những bể dầu mỏ dưới đất không chứa oxy vẫn tồn tại nguyên vẹn hàng nghìn năm, trong khi các vi sinh vật vẫn hiện diện. Ngược lại, những hợp chất hữu cơ bị clo hoá lại bền vững hơn trong những điều kiện hiếu khí. Nghĩa là, càng gia tăng hàm lượng clo càng thiên về quá trình khử halogen kỵ khí. Về phương diện sự sẵn có oxy các lớp đất mặt và lớp đất đế cày giống nhau là những vùng có ưu thế phân huỷ sinh học hiếu khí. Tuy nhiên, những vùng này có thể chứa các túi có hoạt tính kỵ khí sản sinh ra do những điều kiện có tính địa phương (nghĩa là hoạt tính phân huỷ sinh học hoặc các vùng bão hoà đã được xác định) dẫn đến giảm hàm lượng oxy. Ngược lại, những nồng độ oxy trong nước ngầm hoặc vùng bão hoà rất thấp. Chỉ có một loại oxy có mặt trong vùng đó là oxy hoà tan và nồng độ rất thấp vì oxy không có khả năng hoà tan nhiều trong nước. Do đó, nếu hoạt tính vi sinh vật xảy ra mạnh thì việc cung cấp oxy sẽ nhanh chóng bị hạn chế dẫn đến phát triển những điều kiện kỵ khí. Sự bổ sung không khí hoặc oxy thường cải thiện tốc độ phân huỷ sinh học, đặc biệt trong những tầng đất dưới với hàm lượng sét cao.

### 3.2. Các quần thể VSV và hàm lượng chất hữu cơ

Các lớp đất mặt có lượng lớn các VSV. Số lượng vi khuẩn nhìn chung dao động từ  $10^6$  đến  $10^9$  cá thể/g đất. Số lượng nấm ít hơn, dao động từ  $10^4$  đến  $10^6$ /g đất. Ngược lại, các quần thể VSV trong những tầng đất sâu hơn như tầng đế cày và vùng nước ngầm thường thấp hơn tới 2 đến 3 lần. Sự giảm nhanh số lượng VSV theo chiều sâu tầng đất trước hết do những khác biệt về hàm lượng chất hữu cơ. Trong khi lớp đất mặt có thể giàu chất hữu cơ, cả 2 lớp đất đế cày và vùng chứa nước ngầm thường có hàm lượng chất hữu cơ thấp. Do số lượng các VSV thấp nên các quần thể VSV phân huỷ chất ô nhiễm cũng thấp. Do đó, sự phân huỷ sinh học chất ô nhiễm đặc trưng có thể thấp cho tới khi quần thể VSV phân huỷ hình thành đủ. Nguyên nhân thứ hai đối với sự phân huỷ sinh học thấp là trong lớp đất đế cày và vùng nước ngầm, những sinh vật trong các vùng này thường thích nghi với hàm lượng chất hữu cơ hiện diện thấp. Nếu VSV tạm ngưng hoạt động thì sự phản hồi của chúng đối với việc bổ sung nguồn chất hữu cơ cũng thấp, đặc biệt, nếu nguồn cacbon là phân tử chất ô nhiễm mà chúng chưa từng tiếp cận. Do 2 yếu tố trên, sự sẵn có oxy và hàm lượng chất hữu cơ thì người ta có thể đưa ra những khái quát hoá về lớp đất mặt, lớp đất đế cày và vùng nước ngầm là:

- Sự phân huỷ sinh học trong các lớp đất mặt diễn ra rất mạnh trong điều kiện hiếu khí.
- Sự phân huỷ sinh học trong lớp đất đế cày ban đầu cũng xảy ra trong điều kiện hiếu khí, nhưng có thể cần thời gian đồng hoá đáng kể để các quần thể phân huỷ sinh học đủ thời gian để hình thành.
- Sự phân huỷ sinh học trong vùng nước ngầm ban đầu có số lượng thấp, nhưng có thể trở nên kỵ khí do thiếu oxy.

### 3.3. Nitơ

Nitơ là nguyên tố đại lượng thường hạn chế hoạt tính sinh học bởi vì nó là phần cần thiết của nhiều chất chuyển hoá nông cốt của VSV và tạo dựng các khối trong đó có protein và axit amin. Thành phần hoá học của một tế bào thì nitơ là cấu tử lớn tạo thành khối lượng VSV. Nó cũng bị di chuyển từ môi trường đất nước do nhiều quá trình khác nhau như rửa trôi hoặc phản nitrat hoá. Nhiều sinh cảnh lạ là những bồn nitơ và giàu cacbon và hạn chế về nitơ có thể kìm hãm sự phân huỷ sinh học của chúng trong khi sự bổ sung những hợp chất giàu nitơ thường cải thiện nó. Ví dụ: trong trường hợp những lượng dầu lửa đổ ra, nơi sự thiếu hụt nitơ có thể rất cấp tính, sự phân huỷ sinh học có thể được xúc tiến mạnh mẽ nhờ bón phân nitơ. Nhìn chung, VSV có tỷ lệ C/N trung bình bên trong sinh khối của chúng khoảng 5 : 1 đến 10 : 1 phụ thuộc vào loại VSV, do đó, tỷ lệ C : N của vật liệu bị phân huỷ sinh học phải là 20 : 1 hoặc nhỏ hơn. Sự khác biệt trong tỷ lệ là do khoảng 50% cacbon bị chuyển hoá được giải phóng ra ở dạng cacbon dioxit, trong khi đó, hầu như toàn bộ nitơ được chuyển hoá được lôi cuốn vào sinh khối VSV.

### 4. Cấu trúc của chất ô nhiễm nguy hại

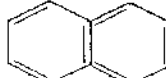
Tốc độ mà tại đó phân tử chất ô nhiễm nguy hại bị phân huỷ trong MT phụ thuộc nhiều vào cấu trúc của nó. Nếu một phân tử theo thông lệ được phát hiện trong MT, hoặc nếu cấu trúc của nó không thể hiện là một phân tử thường phát hiện trong MT thì một sinh vật phân huỷ sinh học có thể không có mặt. Trong trường hợp này, cơ hội để phân huỷ sinh học xảy ra là rất nhỏ. Phân huỷ sinh học chất ô nhiễm là cực kỳ quan trọng trong xác định tốc độ của phân huỷ sinh học. Nếu độ hoà tan nước của chất ô nhiễm rất thấp thì nó sẽ có tính dễ tiêu sinh học thấp. Nhiều phân tử chất ô nhiễm rất bền vững trong MT và có tính hoà tan nước thấp. Ví dụ: dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) và thuốc trừ sâu, biphenyl clo (PCBs) được sử dụng như chất lỏng trao đổi nhiệt và hydrocacbon dầu mỏ. Cả hai PCBs và hydrocacbon dầu mỏ là những chất lỏng ở nhiệt độ phòng hình thành tức thời pha kỵ nước, nó sẽ tách riêng khỏi thể lỏng. Mặc dù VSV không bị loại trừ khỏi pha này, sự trao đổi tích cực hình như chỉ xảy ra trong pha lỏng hoặc bề mặt dao diện giữa dầu mỏ và nước. Yếu tố thứ hai làm giảm khả năng dễ tiêu sinh học là sự hấp phụ các chất ô nhiễm bởi đất. Các hợp chất có độ hoà tan nước thấp như DT, PCBs và các hợp phần của dầu mỏ, cũng nhạy bén với sự hấp phụ bởi bề mặt đất.

Nhiều chất ô nhiễm có cấu trúc mạch vòng, nhánh, có các nhóm định chức, dạng khối hoặc dạng lập thể ngăn cản các bộ khung cacbon của chất ô nhiễm tại điểm phản ứng, nghĩa là điểm mà tại đó các cơ chất và enzym tiếp xúc với nhau trong thời gian của bước chuyển hoá. Ví dụ: chúng ta sử dụng các chất tẩy rửa có khả năng phân huỷ sinh học như alkylbenzylsunphonates mạch thẳng (ABSs), khác biệt duy nhất với chất tẩy rửa không có mạch thẳng với khả năng phân huỷ sinh học chậm là sự vắng mặt các mạch nhánh.

Những hiểu biết về tác động của cấu trúc chất ô nhiễm đến sự phân huỷ sinh học trong MT, những cố gắng đang tập trung vào sự phát triển và sử dụng các hợp chất "thân thiện MT". Ví dụ: thuốc trừ sâu phân huỷ sinh học chậm đang dần thay thế các thuốc trừ sâu phân huỷ sinh học nhanh hơn và được sử dụng trong sự liên kết chặt chẽ với quan điểm IPM. Quan điểm này nghĩa là, các thuốc trừ sâu không được sử dụng hằng năm, nhưng theo phương thức luân hồi. Do vậy, các loại côn trùng không thể hoàn toàn trở nên quen với các thuốc trừ sâu dễ phân huỷ này, và các VSV đất phân huỷ chúng nhanh đến mức chúng chỉ hoạt động mạnh trong một khung thời gian ấn định.

## 5. Các phương thức phân huỷ sinh học

Lượng lớn cacbon hữu cơ dễ tiêu đối với VSV trong MT là những vật liệu thực vật được tạo ra do quá trình quang hợp. Hoạt động nhân sinh bổ sung nhiều hoá chất nông và công nghiệp bao gồm cả những sản phẩm dầu lửa, dung môi clo hoá và những thuốc trừ sâu. Rất nhiều trong số những hoá chất này dễ phân huỷ trong MT do sự tương đồng của chúng đối với những vật liệu hữu cơ được sản sinh trong quá trình quang hợp. Điều này cho phép các VK phân huỷ sử dụng các phương thức phân huỷ sinh học đã tồn tại từ trước. Tuy nhiên, một số cấu trúc hoá học khác thường, hoặc có những hợp phần đặc biệt gây nên sự phân huỷ sinh học thấp hoặc rất ít. Để thuận lợi cho việc nghiên cứu, người ta đã phân loại các chất ô nhiễm hữu cơ vào một trong 3 nhóm cấu trúc cơ bản: các chất thuộc dãy béo, các chất thuộc vòng béo no và các chất có nhân thơm (hình 7.15).

|           | Cấu trúc                                                                            | Tên gọi                      | Trạng thái vật lý |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------|-------------------|
| Aliphatic | $\text{CH}_3-(\text{CH}_2)_n-\text{CH}_3$                                           | propan ( $n = 1$ )           | Khí               |
|           |                                                                                     | hexan ( $n = 4$ )            | Lỏng              |
|           |                                                                                     | hexatriacontane ( $n = 34$ ) | Rắn               |
| Alicyclic |    | cyclopentan                  | Lỏng              |
|           |    | cyclohexan                   | Lỏng              |
| Aromatic  |   | benzen                       | Lỏng              |
|           |  | naphthalen                   | Rắn               |

Hình 7.15. Dạng tồn tại của 3 nhóm hữu cơ béo, mạch vòng no và mạch vòng có nhân thơm

Các thành phần của mỗi một trong các nhóm này có thể tồn tại ở 3 thể, rắn, lỏng và khí. Những phương thức phân huỷ của các cấu trúc này được phân biệt đối với những điều kiện hiếu khí và kỵ khí và có thể bị tác động bởi sự biến thể cấu trúc các chất ô nhiễm.

### 5.1. Phân huỷ sinh học hiếu khí

Khi có oxy, nhiều VSV dị dưỡng khoáng hoá nhanh các hợp chất hữu cơ. Trong quá trình phân huỷ, một số cacbon bị oxy hoá hoàn toàn đến dioxit cacbon và cung cấp năng lượng cho tăng trưởng và một số cacbon được sử dụng như những vật liệu cấu trúc trong tạo thành các tế bào mới. Năng lượng được sử dụng cho tăng trưởng được tạo thành qua hàng loạt những phản ứng oxy hoá – khử (Redox) mà trong đó oxy được sử dụng như chất thu nhận electron cuối cùng và bị khử tới nước.

#### a) Hydrocacbon béo mạch thẳng

Là những cấu trúc chuỗi mạch thẳng và mạch nhánh. Hầu hết các hydrocacbon béo mạch thẳng có trong MT là từ chất thải dung môi công nghiệp và công nghiệp chế biến dầu mỏ. Các chất béo dạng lỏng dễ phân huỷ trong những điều kiện hiếu khí, đặc biệt, khi số lượng cacbon dao động từ 8 đến 16. Các chất béo mạch dài thường là những chất sáp nhựa. Sự phân huỷ sinh

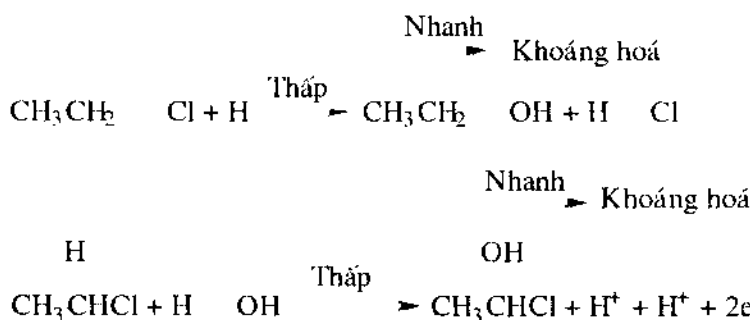
học những hợp chất này xảy ra chậm do độ hoà tan nước hạn chế, trong khi sự phân huỷ sinh học những chất mạch ngắn hơn cũng có thể bị kìm hãm bởi những tác động gây độc của chính các hợp chất mạch ngắn đến VSV. Hơn nữa, nhiều biến thể cấu trúc thông thường có thể làm giảm đáng kể sự phân huỷ sinh học. Một trong những biến thể này là phân nhánh nhiều trong chuỗi hydracacbon. Thường phát hiện thấy trong dầu mỏ, những hydracacbon phân nhánh bao gồm một trong số những phân huỷ chậm nhất. Một biến thể thông thường khác làm giảm phân huỷ sinh học là sự thay thế halogen như đã thấy trong TCE, ví dụ: các dung môi clo hoá như TCE trở thành vấn đề ô nhiễm MT nguy hiểm. Nhiều hydracacbon phân nhánh và có mức clo hoá cao bị phân huỷ rất chậm và những dung môi này làm nảy sinh nhiều vấn đề nguy hiểm do tính độc hại của chúng. Do đó, cả hai: tốc độ phân huỷ sinh học và tính độc hại cần được cân nhắc trong đánh giá rủi ro các chất ô nhiễm trong MT.

Sự phân huỷ sinh học các hợp chất dãy béo nhìn chung xảy ra do 1 trong 3 phương thức.

Phổ biến nhất là nối ghép hay tích hợp trực tiếp phân tử oxy nhờ enzyme (phương thức I). Tất cả 3 phương thức dẫn đến hình thành axit béo-nguyên thủy. Axit béo được hình thành trong phân huỷ hydrocacbon no và phải chịu sự chuyển hoá axit béo tế bào thông thường. Nó bao gồm sự  $\beta$ -oxy hoá và tách ra những phân đoạn chứa 2 cacbon liên tiếp nhau. Mỗi một phân đoạn chứa 2 cacbon bị chuyển đổi nhờ coenzyme A (CoA) là axetyl-CoA và chuyển biến thành mạch axit tricarboxylic (TCA) để phân huỷ hoàn toàn thành  $\text{CO}_2$  và  $\text{H}_2\text{O}$ . Nếu hydrocacbon no có nhiều cacbon thì axetyl-CoA là chất tồn lưu cuối cùng. Nếu hydrocacbon no có lượng bất thường cacbon thì propionyl-CoA là chất tồn lưu cuối cùng và nó cũng chuyển thành dãy TCA sau khi chuyển thành succinyl-CoA. Điều rõ ràng, cả hai: mạch nhánh và halogen hoá đều bị phân huỷ sinh học chậm. Đối với những hợp chất halogen hoá, lực tương đối của liên kết halogen-cacbon đòi hỏi 2 yêu cầu:

- Một enzyme tác động đến liên kết và
- Năng lượng đầu vào lớn để bẻ gãy liên kết.

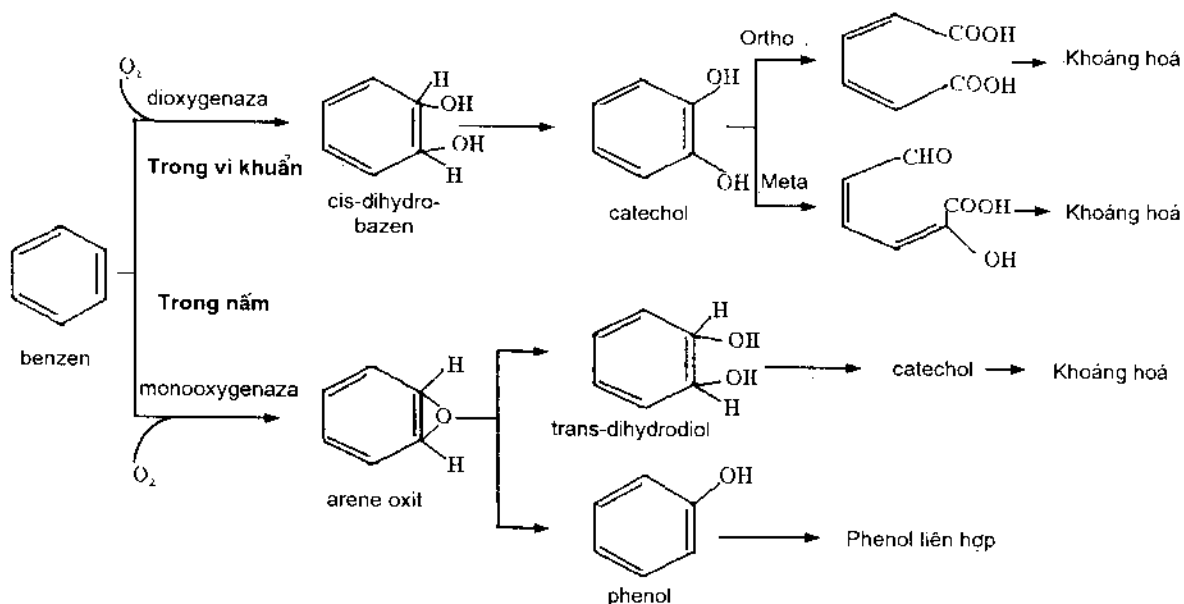
Nhìn chung, hydrocacbon no mono clo hoá (clo hoá đơn) được xem là có thể bị phân huỷ, tuy nhiên, việc gia tăng thay thế halogen hoá dẫn đến sự gia tăng kìm hãm phân huỷ. Các hydrocacbon dãy béo bị halogen hoá có thể bị phân huỷ theo 2 kiểu phản ứng xảy ra trong điều kiện hiếu khí. Kiểu thứ nhất là sự thay thế, là phản ứng ưa nhân (chất phản ứng đóng góp một cặp electron) trong đó, halogen được thay thế bằng nhóm hydroxyl. Kiểu thứ hai là phản ứng oxy hoá đòi hỏi chất thu nhận electron bên ngoài. Hai phản ứng này so sánh với nhau như sau:



### b) Hydrocacbon mạch vòng

Là những hydrocacbon được bão hoà bởi chuỗi cacbon và hình thành cấu trúc vòng (hình 7.16). Hydrocacbon mạch vòng bị phân huỷ tự nhiên bình thường, ví dụ: hydrocacbon mạch





**Hình 7.17. Phân huỷ hiếu khí các hợp chất nhân thơm**

Nấm chuyển hoá PAHs nhờ sự tác động ban đầu của monooxygenaza. Enzym này tích hợp 1 nguyên tử oxy của oxy phân tử vào PAH và khử oxy thứ 2 thành nước. Kết quả là sự tạo thành của một oxit hydrocacbon thơm, tiếp theo bởi sự bổ sung enzym của nước để tạo thành trans- dihydrodiol.

Một cách luân phiên, oxit hydrocacbon thơm có thể bị đồng phân hoá để hình thành phenol, sau đó kết hợp với sunphat, axit glucuronic và glutathion. Những liên kết này tương tự những liên kết được tạo thành trong những sinh vật bậc cao hơn và có thể giúp trong việc khử độc và loại bỏ PAH. Nhìn chung, PAHs có 2 hoặc 3 vòng ngưng tụ bị chuyển hoá nhanh và thường khoáng hoá hoàn toàn, trong khi PAHs với 4 hoặc nhiều vòng ngưng tụ hơn lại chuyển hoá rất chậm và thường như là kết quả của tác động cùng chuyển hoá.

## 5.2. Phương thức phân huỷ sinh học trong điều kiện kỵ khí

Những điều kiện kỵ khí thường là MT phổ biến, nó phát triển trong những MT trầm tích bão hoà hoặc trong nước. Nhưng thậm chí trong những đất thoáng khí tốt cũng có vùng tiểu MT với ít hoặc không có oxy. Trong những MT này, quá trình kỵ khí xảy ra khi tốc độ tiêu thụ bởi VSV lớn hơn tốc độ khuếch tán oxy đi qua hoặc không khí hoặc nước. Khi thiếu oxy, các hợp chất hữu cơ có thể bị khoáng hoá qua hô hấp kỵ khí mà trong đó một chất nhận electron khác với oxy được sử dụng. Hàng loạt các chất nhận electron thay đổi trong MT kể cả sắt, nitrat, Mn,  $SO_4^{2-}$  và  $CO_3^{2-}$  chúng được sắp xếp theo thứ tự từ oxy hoá mạnh nhất đến khử mạnh nhất. Tiến trình này có nghĩa là chúng thường được sử dụng trong trật tự này vì số lượng năng lượng được nảy sinh để tăng trưởng phụ thuộc vào điện thế oxy hoá của chất nhận electron. Một khi không có những chất nhận electron này cũng oxy hoá như oxy, tăng trưởng dưới những điều kiện kỵ khí không bao giờ hiệu quả như tăng trưởng trong điều kiện hiếu khí.

Phương thức phân huỷ kỵ khí không được nghiên cứu nhiều như trường hợp phân huỷ hiếu khí chất hữu cơ. Nhiều hợp chất dễ phân huỷ hiếu khí như các chất béo bão hoà lại rất khó phân huỷ kỵ khí. Tuy nhiên, trong ít nhất là một nhóm của hợp chất – những hợp chất bị halogen hoá cao – những chất thay thế halogen bị loại trừ nhanh hơn trong những điều kiện kỵ

khí. Nhưng một khi sự khử halogen xảy ra, phân tử còn lại thể hiện tính đặc trưng nhiều hơn và thường bị phân huỷ nhanh hơn và linh động ở điều kiện hiếu khí so với kỵ khí. Như thường lệ, các công nghệ được phát triển để sử dụng việc xử lý tuần tự kỵ khí – hiếu khí nhằm tối ưu hoá sự phân huỷ những hợp chất bị halogen hoá cao.

## **TÓM TẮT CHƯƠNG 7**

Nội dung của chương đề cập đến các dạng tồn tại của chất gây ô nhiễm trong MT đất, các cơ chế và phương thức chuyển hoá các chất ô nhiễm vô cơ và hữu cơ. Nội dung chương nhấn mạnh đến các phương thức di chuyển các chất ô nhiễm gây nên các mức độ ô nhiễm MT khác nhau của nhiều loại đất, đặc biệt trong mối liên quan và tương tác giữa dung dịch đất với sự chuyển hoá của các chất gây ô nhiễm thông qua nhiều quá trình như hoà tan, oxy hoá khử và liên kết tàn dư. Đặc biệt đề cập đến tác động của các quá trình sinh học đến hành vi và di chuyển các chất ô nhiễm hữu cơ nguy hại trong MT đất.

## **CÂU HỎI**

1. Nêu và phân tích các dạng tồn tại của các chất gây ô nhiễm MT đất.
2. Nêu và giải thích các cơ chế và phương thức chuyển hoá các chất ô nhiễm trong MT đất.
3. Nêu và phân tích sự di chuyển các chất ô nhiễm trong MT đất.
4. Phân tích mối quan hệ giữa dung dịch đất và sự chuyển hoá các chất gây ô nhiễm trong MT đất.
5. Phân tích các tác động của các quá trình sinh học đến hành vi và di chuyển chất ô nhiễm hữu cơ nguy hại.

## Chương 8

# ĐÁNH GIÁ RỦI RO MÔI TRƯỜNG ĐẤT VÀ CÁC BIỆN PHÁP XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

## I- ĐÁNH GIÁ Ô NHIỄM ĐẤT VỀ MẶT HOÁ HỌC VÀ SINH HỌC

Phương pháp phổ biến hiện nay là phân tích hoá học đất. Các chỉ tiêu quan tâm đều được tiến hành phân tích và tùy thuộc vào yêu cầu cụ thể của mỗi quốc gia sẽ ấn định các thang đánh giá.

– Dựa vào nồng độ của các hợp chất nitơ trong quá trình phân huỷ các hợp chất hữu cơ chứa nitơ, người ta có thể đánh giá độ nhiễm bẩn của đất:

+ Nhiều  $\text{NH}_3$  – Đất mới bị ô nhiễm.

+ Nhiều  $\text{NO}_2$  – Đất đang bị ô nhiễm.

+ Nhiều  $\text{NO}_3$  – Đất đã có mức độ khoáng hoá cao.

– Dựa vào hàm lượng Clo để đánh giá tình trạng sạch của đất:

+ Không có Clo: Đất tự làm sạch.

+ Ít muối Clo: Đất bẩn.

+ Nhiều muối Clo: Đất rất bẩn.

– Dựa vào hàm lượng KLN trong đất, một số nước đưa ra các thang đánh giá theo bảng 8.1.

**Bảng 8.1. Hàm lượng tối đa cho phép của các kim loại nặng được xem là độc đối với thực vật trong các đất nông nghiệp (ppm)**

| Nguyên tố | Áo  | Canada | Ba Lan | Nhật | Anh       | Đức        |
|-----------|-----|--------|--------|------|-----------|------------|
| Cu        | 100 | 100    | 100    | 125  | 50 (100)  | 50 (200)   |
| Zn        | 300 | 400    | 300    | 250  | 150 (300) | 300 (600)  |
| Pb        | 100 | 200    | 100    | 400  | 50 (100)  | 500 (1000) |
| Cd        | 5   | 8      | 3      | –    | 1 (3)     | 2 (5)      |
| Hg        | 5   | 0,3    | 5      | –    | 2         | 10 (50)    |

Nguồn: Kabata – Pendias & Pendias, 1992

– Ngành Y tế dựa vào chỉ số vệ sinh:

$$\text{Chỉ số vệ sinh} = \frac{\text{Nitơ anbumin của đất}}{\text{Nitơ hữu cơ}}$$

Khi đất bị nhiễm bẩn thì VSV hoạt động yếu, nitơ hữu cơ tăng, nitơ anbumin trong VSV giảm xuống. Quy định như sau:

| Chỉ số vệ sinh | Tình trạng đất       |
|----------------|----------------------|
| < 0,7          | Nhiễm bẩn mạnh       |
| 0,7 – 0,85     | Nhiễm bẩn trung bình |
| 0,85 – 0,98    | Nhiễm bẩn yếu        |
| > 0,98         | Đất sạch             |



## II- ĐÁNH GIÁ RỦI RO

### 1. Khái niệm

– Rủi ro là hiện tượng thường thấy đối với tất cả sự sống là tính chất tự nhiên của sự tồn tại hàng ngày của con người. Do đó nó là yếu tố then chốt trong mọi quá trình ra quyết định. Sự đánh giá rủi ro (ĐGRR) tuy nhiên có các nghĩa khác nhau đối với những người khác nhau. ĐGRR là một quá trình ước đoán cả hai khả năng mà một sự kiện sẽ xảy ra và độ lớn có thể có của những tác động không thuận của nó – về kinh tế hoặc liên quan đến sức khoẻ, độ an toàn hoặc sinh thái qua thời gian đặc trưng,... Ví dụ: người ta muốn xác định khả năng mà lò phản ứng hoá học sẽ bị hỏng và tác động có thể của việc giải phóng đột ngột các chất ra một vùng gây tổn thương. Thêm vào đó, người ta có thể ước đoán sự cố có thể của bệnh ung thư trong cộng đồng nơi hoá chất bị rò rỉ qua một số năm. Như vậy, *rủi ro là khả năng gây những tác động ngược đối với con người, tài sản và môi trường do những tình huống nguy hại, hoặc rủi ro là xác suất của một tác động có hại hay bất lợi đối với con người hay môi trường do tiếp xúc với một chất*. Nó thường được biểu diễn qua xác suất xảy ra tác động có hại, tức là tỷ số giữa số lượng cá thể bị ảnh hưởng và tổng số cá thể tiếp xúc với tác nhân gây rủi ro. Thông thường, rủi ro là sản phẩm của nguy hại nên giữa rủi ro và nguy hại có mối quan hệ theo phương trình:

$$\text{Rủi ro} = \text{nguy hại} \times \text{lần xuất hiện}$$

hay rủi ro là một hàm số của nguy hại và số lần xuất hiện và như vậy:

$$\text{Rủi ro} = f(\text{nguy hại, số lần xuất hiện})$$

– ĐGRR là quá trình đánh giá các tác động ngược có thể xảy ra đối với con người hoặc MT hay tài sản do tiếp xúc với các chất hoá học hoặc các chất nguy hại khác trên cơ sở các tiêu chuẩn và chỉ tiêu được chấp nhận, đồng thời xác định các biện pháp giảm thiểu rủi ro đến mức hợp lý có thể thực hiện được. Như vậy, ĐGRR là một quá trình gồm một hay toàn bộ các nội dung sau: xác định mối nguy hại; đánh giá ảnh hưởng hay tác động; đánh giá tiếp xúc và đặc trưng hoá rủi ro. Chia ra:

#### 1.1. Rủi ro dựa trên sức khoẻ

Đối với những rủi ro này, nhìn chung tập trung vào sức khoẻ con người chủ yếu là ngoài nơi làm việc. Rủi ro lấy cơ sở là sức khoẻ điển hình bao gồm sự phơi nhiễm dài hạn với những thời kỳ tiềm ẩn dài và các tác động chậm và rất khó xác định mối quan hệ giữa nguyên nhân và chất tác động.

#### 1.2. Rủi ro sinh thái

Tập trung vào tổng các mối quan hệ nhiều chiều của những quần thể, quần xã và các HST (bao gồm cả chuỗi thức ăn) ở cả 2 mức độ vi mô và vĩ mô. Những rủi ro sinh thái đặc biệt bao gồm cả tai biến ngắn hạn như sự cố tràn dầu và sự phơi nhiễm dài hạn với các chất nguy hại. Quá trình đánh giá gồm 4 bước:

– Nhận diện tai biến – xác định tai biến và bản chất của thiệt hại. Ví dụ: nhận diện một CDHII, như chì cacbon tetrachlorit và tài liệu hoá các tác động độc hại đến con người.

– Đánh giá sự phơi nhiễm – xác định nồng độ của tác nhân gây độc hại trong MT và đánh giá tốc độ hấp thụ nó trong những cơ thể quan tâm, phát hiện nồng độ của chất aflatoxin trong lạc và xác định liều lượng "trung bình" mà một người có thể tiếp nhận.

– Đánh giá sự phản hồi về liều lượng: lượng hoá những tác động bất lợi phát sinh từ phơi nhiễm đối với tác nhân gây tai biến dựa trên mức độ của phơi nhiễm. Sự đánh giá này thường được biểu thị bằng toán học như là một điểm chỉ rõ sự phản hồi trong cơ thể sống cho việc tăng liều lượng của tác nhân.

– Mô tả đặc điểm rủi ro: đánh giá tác động tiềm ẩn của tai biến dựa trên tính khốc liệt các tác động của nó và số lượng những phơi nhiễm.

Một khi những rủi ro đã được mô tả những lựa chọn điều chỉnh khác nhau sẽ được đánh giá trong quá trình được gọi là "quản lý rủi ro", nó bao gồm sự cân nhắc những vấn đề xã hội, chính trị và kinh tế cũng như những vấn đề kỹ thuật trong một quyết định được dẫn xuất. Một thành tố quan trọng của quản lý rủi ro là truyền thông rủi ro, nó là một quá trình tương tác của thông tin và truyền thông giữa các cá thể, nhóm cá thể và cộng đồng, nó gồm sự chuyển tải thông tin rủi ro từ chuyên gia đến người dân bình thường. Để cho hiệu quả, truyền thông rủi ro cần cung cấp diễn đàn cho những thảo luận công bằng về bản chất của rủi ro với việc đưa ra viễn cảnh cho phép thu nhận những lợi ích từ việc giảm rủi ro trong việc cân nhắc với giá cả.

Ở Mỹ, những cơ quan sử dụng phân tích rủi ro là Cục Quản lý Dược phẩm và Thực phẩm (FDA), Cơ quan BVMT (EPA), Cục Quản lý Sức khỏe và An toàn lao động (OSHA). Cùng với những cơ quan Nhà nước, các cơ quan chính sách sử dụng kết quả đánh giá rủi ro trong những hoàn cảnh rất khác biệt:

– Khởi thảo các tiêu chuẩn về nồng độ các hoá chất và những VSV gây bệnh trong nước và trong lương thực.

– Tiến hành các phân tích cơ bản những điểm bị nhiễm độc hoặc những phương tiện để xác định nhu cầu cho hoạt động cải tạo và phạm vi đòi hỏi phải làm sạch.

– Thực hiện những phân tích chi phí và lợi ích của việc làm sạch điểm bị nhiễm độc hoặc lựa chọn cách xử lý (bao gồm các quá trình xử lý để giảm thiểu phơi nhiễm với mầm bệnh tật).

– Phát triển các mục tiêu làm sạch đối với những chất độc hại theo các thang tiêu chuẩn để đánh giá mức chấp nhận được.

– Thiết kế các kịch bản "điều gì – liệu có thể" để so sánh tác động tiềm ẩn cho các biện pháp cải tạo, hoặc xử lý luân phiên và khởi thảo những ưu tiên cho hoạt động cải tạo.

– Đánh giá các công nghệ hiện hành và mới để ngăn ngừa hiệu quả, kiểm soát hoặc giảm thiểu các tai biến và rủi ro.

– Phát ngôn chính thức những vấn đề liên quan đến sức khỏe cộng đồng và phát triển quan điểm về kỳ vọng sức khỏe cộng đồng trong những địa phương khác nhau.

DGRR cung cấp khung (phạm vi) hiệu quả để xác định tính cấp bách tương đối của các vấn đề và phân chia các nguồn để giảm rủi ro. Sử dụng những kết quả phân tích rủi ro, người ta có thể đạt mục tiêu ngăn chặn, cải tạo hoặc những nỗ lực kiểm soát đối với những vùng, những nguồn hoặc tình trạng mà trong đó những giảm thiểu rủi ro lớn nhất có thể đạt được với các nguồn lực hiện có. DGRR không phải là một quá trình đánh giá, tích hợp và so sánh. Trong DGRR, người ta tất yếu phải so sánh một rủi ro với các rủi ro nóng bỏng nhất,... Thực tế cho thấy, việc so sánh những rủi ro tiềm ẩn liên quan đến rất nhiều vấn đề đã được phát triển vào chuỗi công việc DGRR, gọi là "DGRR so sánh". Những rủi ro thông thường được trình bày ở bảng 8.2.

**Bảng 8.2. Các ví dụ về những rủi ro thông thường ở Mỹ**

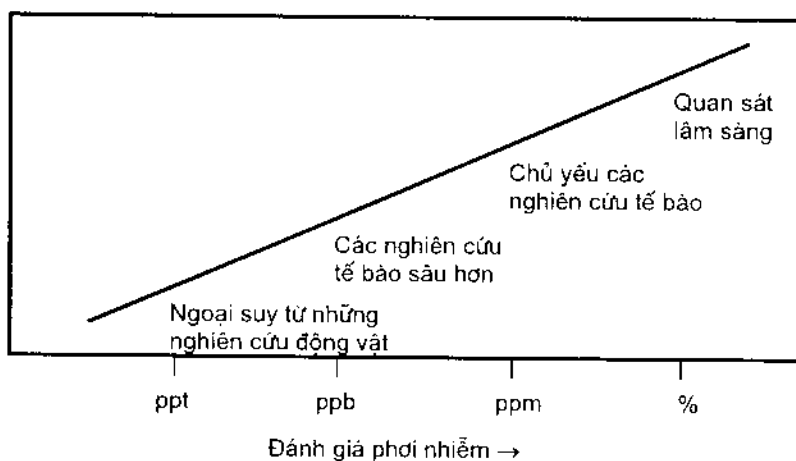
| Rủi ro                                                     | Rủi ro tuổi thọ của tỷ lệ tử vong |
|------------------------------------------------------------|-----------------------------------|
| – Ung thư do hút thuốc (1 bao/ngày)                        | 1: 4                              |
| – Chết do tai nạn xe máy                                   | 2:100                             |
| – Tội giết người                                           | 1: 100                            |
| – Chết tai nạn ở nhà                                       | 1: 100                            |
| – Ung thư do phơi nhiễm với radon (Rn) trong nhà           | 3: 1.000                          |
| – Phơi nhiễm với thuốc trừ sâu aflatoxin trong bơ đậu, lạc | 6: 10.000                         |
| – Tiêu chảy từ virus xoắn                                  | 1: 10.000                         |
| – Phơi nhiễm điển hình (theo EPA)                          | 1: 10.000 – 1: 1.000.000          |

*Nguồn Wilson và Crouch, 1992*

## 2. Quá trình đánh giá rủi ro

### 2.1. Nhận diện tai biến

Bước đầu tiên trong ĐGRR là xác định bản chất của tai biến. Đối với những vấn đề liên quan đến ô nhiễm mà tai biến là quan trọng thường liên quan đến hoá chất đặc trưng, tác nhân vật lý (bức xạ) hoặc một VSV được nhận diện với một bệnh cũng đặc biệt (hình 8.1).



**Hình 8.1. Sự nhạy cảm dịch tễ học trong phát hiện rủi ro của các đối tượng được điều chỉnh**

Do đó, hợp phần nhận diện tai biến của ĐGRR ô nhiễm gồm việc tổng quan tất cả các thông tin hoá học và sinh học tương ứng về tác nhân gây nên đe doạ điển hình. Ví dụ: bản hướng dẫn để ĐGRR tiền chất gây ung thư của Mỹ (U.S.EPA, 1986), những thông tin sau đây được đánh giá đối với tiền chất gây ung thư tiềm ẩn:

- Tính chất hoá/lý con đường và mẫu hình phơi nhiễm.
- Tương quan cấu trúc/ hoạt tính của chất đó.
- Sự hấp thụ, phân bố, biến đổi và các đặc trưng đào thải của chất đó trong cơ thể.
- Ảnh hưởng của các tác động độc hại khác.
- Số liệu từ những thử nghiệm ngắn hạn trong các cơ thể sống.
- Số liệu từ những nghiên cứu động vật dài hạn.
- Số liệu từ những nghiên cứu về con người.

Khi đã có những số liệu tương ứng đó, những số liệu về động vật và ở người được tách riêng thành các nhóm và được đặc trưng bằng mức độ của những bằng chứng:

- Đủ bằng chứng về các chất tiền ung thư.
- Bằng chứng hạn chế về chất gây ung thư.
- Không đủ bằng chứng.
- Không đủ số liệu.
- Không có bằng chứng về chất gây ung thư.

Thông tin sẵn có về những nghiên cứu ở người và động vật sau đó khâu nối lại vào sơ đồ phân loại bằng chứng thể trọng để đánh giá về khả năng có thể xảy ra của chất đó.

Sơ đồ được EPA phát triển cho dãy bằng chứng thể trọng của người rộng hơn so với động vật và gồm:

- Nhóm A – chất gây ung thư cho người.
- Nhóm B – chất chắc chắn gây ung thư cho người.
- Nhóm C – chất có thể gây ung thư cho người.
- Nhóm D – không có thể phân loại như một chất gây ung thư cho người.
- Nhóm E – bằng chứng về sự không gây ung thư cho người.

Những nghiên cứu lâm sàng của các bệnh có thể được sử dụng để nhận diện rất rộng những rủi ro (giữa 1:10 và 1:100), hầu hết những nghiên cứu dịch tễ học có thể phát hiện những rủi ro dưới 1: 1.000 và cũng nhiều nghiên cứu dịch tễ học có thể kiểm tra các rủi ro trong dãy 1:10.000.

## **2.2. Đánh giá sự phơi nhiễm**

Đánh giá phơi nhiễm là một quá trình đo hoặc đánh giá cường độ, tần số thời gian của người bị phơi nhiễm đối với một tác nhân MT. Sự phơi nhiễm với các chất độc có thể xảy ra do xông hít, uống nước hay ăn thức ăn, hoặc hấp thụ qua da qua tiếp xúc ngoài da. Những nguồn chất độc, cơ chế giải phóng, các đặc trưng về sự vận chuyển và chuyển hoá đều là những khía cạnh rất quan trọng để đánh giá phơi nhiễm, cũng như bản chất, vị trí và mẫu hình hoạt động của những người bị phơi nhiễm.

### **a) Phương thức phơi nhiễm**

Phương thức phơi nhiễm là chu trình mà ở đó tác nhân tai biến đi từ nguồn đến vật tiếp nhận (người hoặc động vật) nhìn chung do những vật mang của MT hoặc phương tiện, không khí (những hợp chất bay hơi, những vật thể), hoặc nước (những hợp chất hoà tan), ngoại trừ bức xạ điện từ vì nó không cần phương tiện.

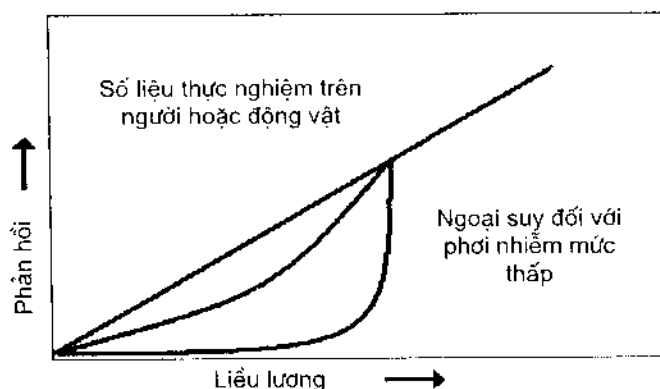
### **b) Con đường phơi nhiễm**

Con đường phơi nhiễm hoặc con đường hấp thụ là cơ chế mà nhờ đó sự truyền dẫn diễn ra – thường do hít thở, nuốt hoặc tiếp xúc ngoài da. Sự tiếp xúc trực tiếp có thể dẫn đến tác động khu vực tại điểm xâm nhập hoặc toàn bộ cơ thể. Việc lượng hoá phơi nhiễm, hấp thụ hoặc liều lượng tiềm ẩn có thể gồm những đánh giá đồng thời với 3 dãy tham số:

- Các nồng độ của hoá chất hoặc VK trong MT.
- Tỷ lệ phơi nhiễm (độ lớn, tần số, vòng thời gian).
- Các đặc trưng sinh học được lượng hoá của vật tiếp nhận (khối lượng cơ thể, cường độ hấp thụ hoá chất, mức miễn dịch đối với VSV gây bệnh).

Các nồng độ phơi nhiễm thu được từ các phép đo, quan trắc hoặc các số liệu mô hình hoá. Một cách lý tưởng, các nồng độ phơi nhiễm được đo tại những thời điểm tiếp xúc giữa phương tiện MT và vật tiếp nhận tiềm ẩn hoặc tức thời. Điều này thường có thể nhận diện được những vật thu nhận tiềm ẩn và các điểm phơi nhiễm từ những quan trắc ngoài thực địa hoặc thông tin khác. Tuy nhiên lại ít khi dự đoán trước được tất cả các điểm phơi nhiễm tiềm ẩn dưới tất cả các điều kiện. Trong thực tế, tổ hợp các số liệu quan trắc và mô hình hoá cùng với nhiều điều chỉnh về chuyên môn cần có để đánh giá những nồng độ phơi nhiễm.

Để đánh giá những tỷ lệ phơi nhiễm do các phương thức phơi nhiễm khác nhau, người ta phải cân nhắc và đo đếm nhiều yếu tố (bảng 8.3). Ví dụ: trong đánh giá phơi nhiễm đối với một chất do nước uống, trước hết người ta xác định sự tiêu thụ nước đó trung bình ngày. Nhưng điều này cũng không dễ như ta tưởng. Những nghiên cứu cho thấy, sự tiếp nhận chất lỏng từng ngày thay đổi nhiều từ cá thể này đến cá thể khác. Hơn nữa tiêu thụ nước vôi phụ thuộc vào lượng nước dạng lỏng được tiêu thụ bao nhiêu và bao nhiêu được nuốt vào ở dạng uống nhẹ, hoặc những nguồn khác không phải là nước vôi. Sự tiếp nhận nước vôi cũng thay đổi nhiều theo lứa tuổi, thể trọng, chế độ ăn uống và khí hậu (hình 8.2).



Hình 8.2. Sự ngoại suy của đường cong phản hồi liều lượng

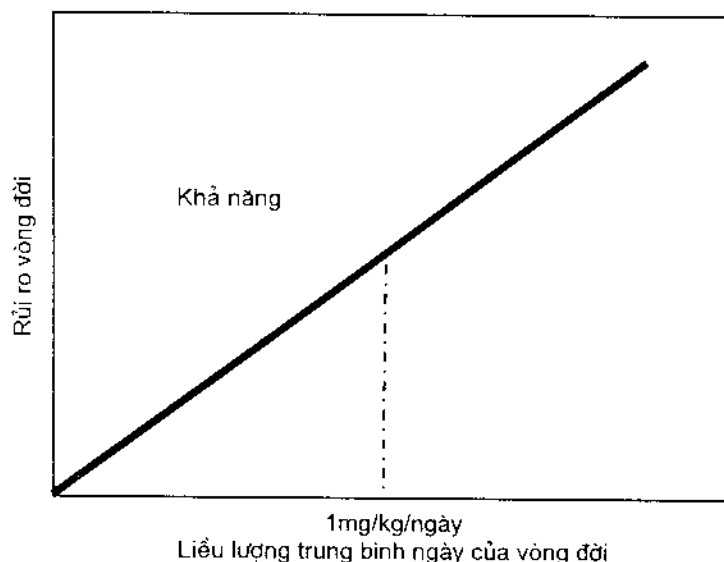
Bảng 8.3. Các yếu tố phơi nhiễm gây hại chuẩn EPA

| Sử dụng đất                      | Phương thức phơi nhiễm                    | Tiếp nhận/ngày                                                  | Tần số phơi nhiễm, số ngày/năm | Thời gian phơi nhiễm (số ngày/năm) |
|----------------------------------|-------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|--------------------------------|------------------------------------|
| <b>Đất ở</b>                     | Thu nhận của nước                         | 2l/ngày                                                         | 350                            | 30                                 |
|                                  | Thu nhận của đất và bụi                   | 200 mg (trẻ em)                                                 | 350                            | 6                                  |
|                                  |                                           | 100 mg (người lớn)                                              | 350                            | 24                                 |
|                                  | Hít thở các chất độc hại                  | 20 m <sup>3</sup> (tổng số)<br>15 m <sup>3</sup> (trong phòng). | 250<br>250                     | 30<br>30                           |
| <b>Công nghiệp và thương mại</b> | Thu nhận của nước                         | 1 lít                                                           | 250                            | 25                                 |
|                                  | Thu nhận của đất và bụi                   | 50mg                                                            | 350                            | 25                                 |
|                                  | Hít thở các chất độc hại                  | 20m <sup>3</sup> (ngày làm việc)                                | 350                            | 25                                 |
| <b>Nông nghiệp</b>               | Tiêu thụ của sản phẩm quanh nhà           | 42g (quả)                                                       |                                | 30                                 |
|                                  |                                           | 80g (rau)                                                       |                                | 30                                 |
| <b>Giải trí, vui chơi</b>        | Tiêu thụ của sản phẩm cáu cá ở địa phương | 54g                                                             |                                | 30                                 |

Nguồn: Kolluru, 1993

Một con đường phơi nhiễm quan trọng là cung cấp thức ăn. Các chất độc hại thường bị tích lũy sinh học hoặc tập trung trong các mô động và thực vật và do đó phơi nhiễm cho những người ăn những mô đó. Hơn nữa, rất nhiều chất độc hại có xu thế khuếch đại sinh học trong chuỗi thức ăn, do đó các mô động vật chứa nồng độ tương đối cao các chất độc hại. Ví dụ: ăn cá có thể đánh giá trực tiếp những nồng độ chất độc trong nước. Do đó, người ta có thể sử dụng hệ số nồng độ sinh học (BCF) để đánh giá xu thế của một chất trong nước đối với tích lũy trong mô cá. Nồng độ của một hoá chất trong cá có thể đánh giá bằng việc nhân nồng độ của nó trong nước với nhân tố nồng độ sinh học. Giá trị BCF càng lớn thì càng nhiều hoá chất được tích lũy trong cá và rủi ro của phơi nhiễm đối với người càng lớn (hình 8.3).

Thứ nguyên của BCF là l/kg được chọn cho phép nồng độ của một hoá chất được biểu thị ra mg/l nước và nồng độ trong cá là mg/kg khối lượng cá.



**Hình 8.3. Nhân tố tiềm năng là độ dốc của đường cong phản hồi liều lượng tại những nồng độ thấp**

Trong bảng 8.4 chưa biểu thị BCF của rất nhiều hoá chất hữu cơ và vô cơ. Đáng lưu ý là các giá trị cao của BCF đối với thuốc trừ sâu hydrocarbon clo hoá như dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) và polychlorinated biphenyl (PCBs).

**Bảng 8.4. Các nhân tố nồng độ sinh học (BCF) cho một số hợp chất vô cơ và hữu cơ**

| Hoá chất   | BCF (l/ kg) | Hoá chất          | BCF (l/ kg) |
|------------|-------------|-------------------|-------------|
| Aldrin     | 28          | DDT               | 54.000      |
| Benzen     | 44          | Formaldehyde      | 0           |
| Cadimi     | 81          | Ni                | 47          |
| Chlordane  | 14.000      | PCBs              | 00.000      |
| Chloroform | 3,75        | Trichloroethylene | 10,6        |
| Cu         | 200         | Vinyl chloride    | 1,17        |

### 2.3. Sự diễn tả rủi ro

1. Phân tích sự bấp bênh (không chắc chắn) là một cách tự nhiên hay cố hữu trong mỗi bước của quá trình đánh giá. Bởi vì trước khi người ta bắt đầu diễn tả bất cứ rủi ro nào đều cần

một số ý tưởng về bản chất và độ lớn của sự bất bệnh trong đánh giá rủi ro. Nguồn của sự bất bệnh gồm:

- Sự ngoại suy từ liều lượng cao đến thấp.
- Ngoại suy từ những phản ứng của động vật đến người.
- Ngoại suy từ một con đường phơi nhiễm đến các con đường khác.
- Những khiếm khuyết của các phương pháp phân tích.
- Đánh giá hoặc giải đoán phơi nhiễm.

Mặc dù những bất bệnh nhìn chung rộng hơn trong đánh giá hay dự đoán phơi nhiễm và các mối quan hệ giữa liều lượng và phản ứng phản hồi (% chết), điều quan trọng phải bao gồm cả những sự không chắc chắn bắt nguồn từ tất cả các bước trong đánh giá và diễn tả rủi ro.

Có 2 cách tiếp cận thường được sử dụng để diễn tả tính không chắc chắn là phân tích tính nhạy cảm và sự giả tạo Monte Carlo. Trong phân tích tính nhạy cảm, người ta đơn giản hoá sự biến đổi số lượng những sự không chắc chắn (nghĩa là các giá trị trung bình, sự đánh giá cao thấp) thường tại cùng thời điểm và phát hiện những thay đổi như thế nào trong số lượng các tác động này ảnh hưởng đến ĐGRR cuối cùng. Thủ tục này giúp ta biết dãy các giá trị có thể đối với rủi ro tổng thể và cho ta biết những thông số nào là cấp bách trong xác định độ lớn của rủi ro.

#### **2.4. Sự truyền đạt và quản lý rủi ro**

Pha cuối cùng của quá trình ĐGRR là mô tả rủi ro. Trong pha này, những đánh giá về phơi nhiễm và phản ứng liều lượng tích hợp lại để đưa ra những khả năng của các tác động xảy ra ở người dưới những điều kiện phơi nhiễm đặc trưng. Những rủi ro lượng hoá được tính toán cho những MT và con đường thích hợp. Ví dụ: những rủi ro về Pb trong nước được đánh giá qua tổng thời gian vòng đời (1) rằng sự phơi nhiễm là 2 lít nước được uống trong mỗi ngày qua 70 năm của vòng đời và (2) rằng những nồng độ khác nhau của Pb xảy ra trong nước uống. Thông tin này có thể sau đó được sử dụng bởi những người quản lý rủi ro để phát triển các tiêu chuẩn hoặc chỉ dẫn cho những chất hoá học độc hại điển hình, hoặc VSV gây nhiễm bệnh trong các MT khác nhau như cung cấp nước uống, hoặc thức ăn.

#### **2.5. ĐGRR sinh thái**

ĐGRR sinh thái là một quá trình đánh giá khả năng những tác động sinh thái bất lợi sẽ xảy ra như là kết quả của phơi nhiễm đối với 1 hoặc nhiều đối tượng bị sức ép. Một đối tượng bị sức ép là một chất, một tình thế hoặc lĩnh vực năng lượng mà nó có khả năng cố hữu hoặc tự nhiên buộc chấp nhận hoặc áp chế các tác động có hại lên một hệ thống sinh học. MT chịu rất nhiều áp lực khác nhau, kể cả các hoá chất, những VSV, bức xạ ion hoá và những biến đổi nhanh về nhiệt độ. ĐGRR sinh thái có thể đánh giá 1 hoặc nhiều đối tượng bị áp lực và những hợp phần sinh thái (nghĩa là VSV đặc trưng, những quần thể, những quần xã hoặc HST). Những rủi ro sinh thái có thể minh hoạ như những đánh giá khả năng hiện thực của các tác động nghịch (như với những chất tiền ung thư trong các ĐGRR ở cơ thể người) hoặc chúng cũng được minh hoạ bằng nhiều biện pháp lượng hoá khác. Ở Mỹ, các quy định đều yêu cầu đánh giá sinh thái như một phần của tất cả các nghiên cứu MT và những nghiên cứu khả thi.

Tồn tại 4 pha chính hoặc các bước trong đánh giá sinh thái như sau:

- Thiết lập vấn đề và nhận diện các tai biến.
- Đánh giá sự phơi nhiễm.

- Các tác động sinh thái/ đánh giá tính độc hại.
- Mô tả rủi ro (hình 8.4).



**Hình 8.4. Quá trình ĐGR của Mỹ**

Một ĐGR sinh thái có thể bắt đầu dưới nhiều hoàn cảnh – sản xuất một hoá chất mới, đánh giá một biện pháp làm sạch đối với một điểm bị nhiễm độc, một bãi thải được quy hoạch. Quá trình thiết lập vấn đề bắt đầu với các đặc trưng của vật bị sức ép, HST bị rủi ro và các tác động sinh thái. Và điểm cuối cùng được chọn là một đặc trưng của một hợp phần sinh thái (ví dụ: cá chết) mà nó có thể bị tác động bởi vật chịu sức ép. Hai loại điểm cuối cùng nói chung được sử dụng: những điểm cuối cùng được đánh giá và những điểm cuối cùng được đo đạc. Những điểm cuối cùng được đánh giá là những giá trị MT đặc trưng được bảo vệ. Những điểm cuối cùng như vậy là những điểm được thừa nhận và đánh giá bởi cộng đồng, nhận những quyết định do các nhà quản lý rủi ro chính thức.

Các điểm cuối cùng được đo đạc là các yếu tố có thể đo đạc được về số lượng hoặc chất lượng, ví dụ: cộng đồng mà những giá trị chất lượng của môn thể thao câu cá trong vùng bị kêu ca (lo lắng) về chất thải từ một nhà máy bột giấy liên kế. Trong trường hợp này, sự suy thoái quần thể cá Hồi được coi là điểm cuối cùng được đánh giá, trong lúc tỷ lệ cá giếc (*Phoxinus*) bị chết gia tăng như đã được đánh giá bởi những nghiên cứu trong phòng, được coi là những điểm cuối cùng được đo đạc. Như vậy, những nhà quản lý rủi ro sẽ sử dụng những số liệu về số lượng được thu thập từ những người đánh bắt cá Giếc để phát triển những chiến lược được thiết kế để bảo vệ quần thể cá Hồi.

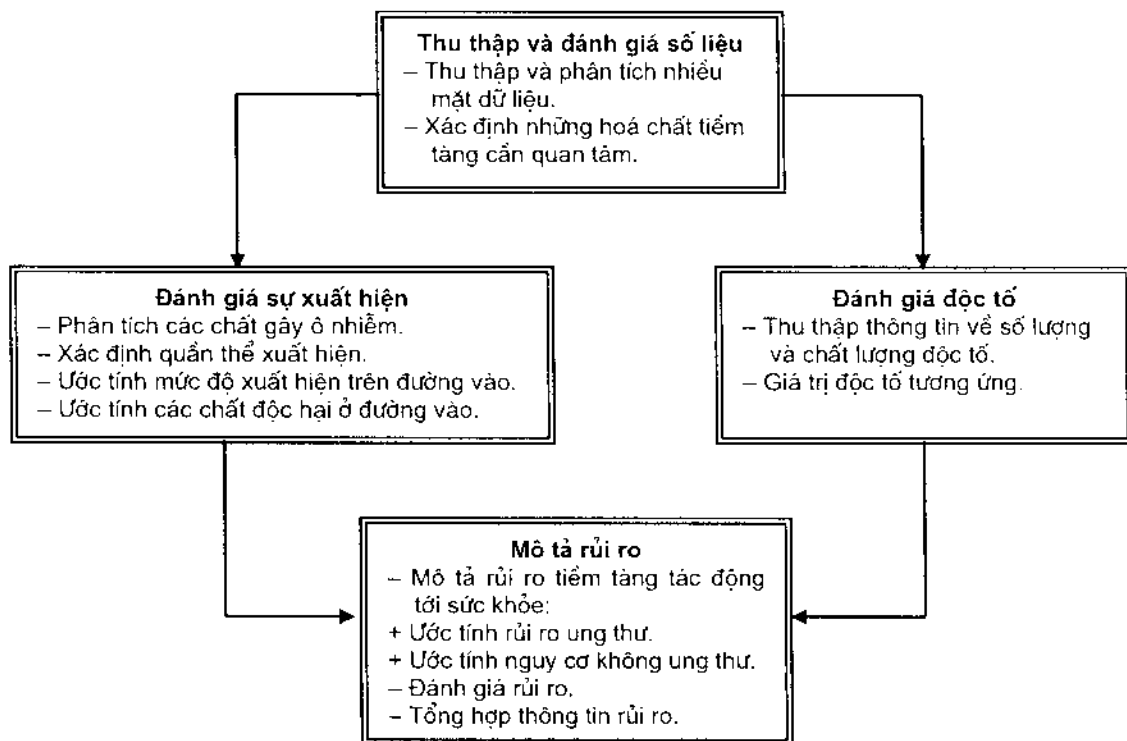
Đánh giá sự phơi nhiễm là việc xác định chuỗi nồng độ MT của tác nhân gây sức ép đặc trưng và liều lượng tức thời được sinh vật tiếp nhận trong một điểm đã cho. Cách tiếp cận thông dụng nhất đối với phân tích phơi nhiễm là đo những nồng độ tức thời của tác nhân gây sức ép và tổ hợp những phép đo này lại với những giả định về sự tiếp xúc và sinh vật tiếp nhận. Ví dụ: sự phơi nhiễm của những sinh vật đơn giản ở nước đối với những hoá chất thường có thể đo được một cách đơn giản như nồng độ của hoá chất đó trong nước, vì các hệ thống những sinh vật này được giả định trong thể cân bằng với nước bao quanh. Độ đo của tác nhân gây sức ép cũng có thể liên kết với các thông số về số lượng mô tả tần số và độ lớn các hoá chất hoặc VSV trong các tiêu chí lương thực có thể được liên kết với tỷ lệ hấp thụ để đánh giá sự phơi nhiễm do ăn uống.



Mục đích của việc đánh giá các tác động sinh thái là nhận diện và lượng hoá các tác động nghịch gây ra bởi vật gây sức ép và rộng hơn để xác định các mối quan hệ nguyên nhân và tác động. Trong pha này, số liệu độc hại thường được khâu nối và so sánh. Thông thường có những số liệu cấp tính và mãn tính của vật gây sức ép lên một hoặc nhiều loài. Những quan trắc thực địa cung cấp các số liệu bổ sung.

## 2.6. Nội dung, quy trình đánh giá rủi ro môi trường

Quy trình đánh giá rủi ro MT thường được tiến hành 4 bước với các nội dung: - nhận dạng nguy hại; - đánh giá liều lượng; - đánh giá tần suất xuất hiện và đặc trưng hoá rủi ro. Quy trình đánh giá rủi ro được minh hoạ ở hình 8.5.



Hình 8.5. Quy trình chung đánh giá rủi ro

## III- ĐÁNH GIÁ RỦI RO MÔI TRƯỜNG ĐẤT

### 1. Khái niệm và nguyên tắc

Cải tạo đất được xem xét khi những nguyên tố hoặc các chất độc hại tiềm ẩn có mặt trong đất gây tác động xấu đến ĐDSH và sức khỏe con người. Việc lựa chọn biện pháp xử lý phù hợp nhất, chủ yếu dựa trên việc đánh giá rủi ro MT bị phơi nhiễm do sự có mặt của các chất độc hại này.

Đánh giá rủi ro gồm 2 cung đoạn: sự mô tả và dự báo ô nhiễm. Sự mô tả là sự đặc trưng hoá hiện trạng đất bị ô nhiễm (bản chất và tình trạng các chất gây ô nhiễm, phân bố không gian của ô nhiễm, thủy văn, thổ nhưỡng và các đặc trưng địa chất của địa điểm,...). Dự báo là tiên đoán sự tiến hoá ô nhiễm theo thời gian như là kết quả sự thay đổi một số thông số (pH, Eh,...). Đánh giá rủi ro (ĐGRR) một phần dựa trên những số liệu khoa học và mô tả tình trạng hoá lý, địa điểm,

chuyển hoá, tính linh động và mức độ dễ tiêu sinh học của các chất gây ô nhiễm, đồng thời cũng dựa trên số liệu về đặc trưng của đất. Phương pháp luận được phát triển để đánh giá rủi ro cần được sử dụng để quan trắc ô nhiễm sau cải tạo. Việc lựa chọn biện pháp xử lý cần tính tới ĐGRR trước, trong và sau cải tạo, nhưng cần cân nhắc giá thành và kế hoạch sử dụng đất.

ĐGRR MT đất là một công cụ có hiệu quả, giúp các nhà quản lý tài nguyên – môi trường đất; các nhà sử dụng đất đưa ra các quyết định hợp lý nhằm ngăn ngừa, giảm thiểu và loại trừ các tác động có hại cho môi trường đất, đảm bảo năng suất bền vững cho cây trồng, vật nuôi và sức khoẻ con người.

Rủi ro môi trường đất là khả năng và các tác động, chủ yếu do hoạt động của con người gây nên, dẫn đến làm thay đổi các tính chất đất, điều kiện của môi trường đất và có thể gây ra các tác động có hại cho một đối tượng nào đó. Các đối tượng bao gồm sức khoẻ và tính mạng con người; HST (loài, sinh cảnh, tài nguyên) và xã hội (các nhóm cộng đồng; các tổ chức xã hội,...). Tác nhân gây rủi ro cho môi trường đất nhiều và đa dạng, có thể là tác nhân hoá học (chất dinh dưỡng, độ mặn, độ chua, kim loại nặng, HCBVTV,...), sinh học (vi trùng, vi khuẩn gây bệnh,...), vật lý (nhiệt độ, chất phóng xạ) hay các tác nhân cơ tính cơ học (cát bay, cát chảy; bùn cát và sản phẩm xói mòn,...). Ngoài những tác động nhân sinh, các tác nhân gây rủi ro môi trường đất cũng có thể là tự nhiên như nứt đất, ngập úng, núi lửa phun trào, khô hạn,...

Các đối tượng bị rủi ro và tác nhân gây rủi ro nằm trong mối quan hệ rất phức tạp và được thể hiện bằng một sơ đồ, gọi là sơ đồ đường truyền rủi ro. Sơ đồ này liên hệ tất cả các hoạt động liên quan của con người và các loại tác nhân gây rủi ro. Nhiều tác nhân có thể gây rủi ro cho một đối tượng, đồng thời nhiều đối tượng có thể bị tác động bởi một tác nhân gây rủi ro. Như vậy, rủi ro phụ thuộc vào mức độ lộ diện hay tiếp xúc của đối tượng đối với tác nhân gây rủi ro và mức độ gây hại tiềm tàng của các tác nhân đến đối tượng.

Do đó, việc ĐGRRMTĐ là cần thiết và đó là quá trình lượng hoá khả năng mà các tác nhân rủi ro gây hại cho MT đất, khi con người sử dụng đất cho các mục đích khác nhau:

Có 2 cách tiếp cận ĐGRRMTĐ. Đó là:

· Đánh giá rủi ro hồi cổ (ĐGRRHC).

· Đánh giá rủi ro dự báo (ĐGRRDB).

Cả hai cách tiếp cận này cũng được sử dụng trong một đánh giá rủi ro hoàn chỉnh.

*Đánh giá rủi ro hồi cổ* là quá trình xác định các nguyên nhân gây rủi ro trên cơ sở các tác động đã xảy ra, qua đó xác định các tác nhân nghi ngờ và mối liên hệ giữa chúng với các tác động có hại, thể hiện qua các chuỗi số liệu và dẫn liệu liên quan đã thu thập được. Nội dung của ĐGRRHC được thể hiện qua các bước chính sau:

*Bước 1:* Xác định các nguồn gốc gây rủi ro cho môi trường đất. Chúng có thể có nguồn gốc tự nhiên hoặc nhân sinh, nhưng nhân sinh là chủ yếu và cần được cân nhắc kỹ.

*Bước 2:* Xác định đường truyền rủi ro trong mối quan hệ nhiều mặt, nhiều chiều với các tính chất đặc thù của từng loại đất.

*Bước 3:* Xác định mức độ lộ diện/tiếp xúc của đối tượng đối với tác nhân mà cụ thể là độ phì đất giảm, đất mất tính năng sản xuất.

*Bước 4:* Xác định ngưỡng chấp nhận của đối tượng dựa vào các thang đánh giá độ phì đất; thang đánh giá ô nhiễm đất.

*Bước 5:* Xác định các tác nhân, các tác động vượt ngưỡng đối với môi trường đất.

Ngược lại, *đánh giá rủi ro dự báo* là quá trình xác định các tác động đang diễn ra và tiềm ẩn sẽ phát sinh do các tác nhân gây rủi ro đang và sẽ tạo ra và được tiến hành theo 3 bước:

*Bước 1:* Xác định loại đất, hiện trạng sử dụng và mức độ lộ diện hoặc tiếp xúc với các tác nhân gây rủi ro.

*Bước 2:* Xác định mức độ ô nhiễm, mức độ tiếp xúc thông qua các chỉ tiêu lý-hóa-sinh học của đất.

*Bước 3:* Xác định khả năng/mức độ gây hại của các tác nhân gây rủi ro đến môi trường đất.

Một trong những thông số quan trọng được sử dụng trong ĐGRR MTĐ là hệ số rủi ro (HSRR). HSRR đối với HST và môi trường đất thường được xác định bằng tỷ số giữa nồng độ, hàm lượng chất gây ô nhiễm trong môi trường đất (xác định qua phân tích, tính toán hoặc qua chỉ thị sinh học) gọi tắt là nồng độ môi trường đất (NĐMTĐ) và nồng độ không gây tác động rủi ro hay nồng độ ngưỡng (NĐN) đã được các tiêu chuẩn về độ phì đất, mức độ ô nhiễm đất quy định. Hệ số được tính theo công thức:

$$HSRR = \frac{NĐMTĐ}{NĐN} \quad (8.1)$$

Nếu  $HSRR < 1$  nghĩa là tính rủi ro thấp và có thể chấp nhận được. Nếu  $HSRR \geq 1$  nghĩa là sự rủi ro đang đe dọa, cần thiết phải có những giải pháp kiểm soát và quản lý phù hợp.

Vì đất là một môi trường đa thể, thường có tính ĐDSH cao, đặc biệt ở các loại đất phì nhiêu. Do đó, khả năng tự điều chỉnh để lập lại cân bằng sinh thái thường lớn hơn các loại môi trường khác như môi trường nước, môi trường không khí,...

Bởi vậy, ĐGRRMTĐ thường được tiến hành theo hai giai đoạn:

– Đánh giá rủi ro sơ bộ, được tiến hành dựa trên các số liệu, thông tin hiện có như qua số liệu của địa phương; phỏng vấn dân, biểu hiện bề mặt đất, các chỉ thị sinh học,...

Những số liệu này còn thiếu và mức độ tin cậy thấp, cũng sơ bộ xác định được các rủi ro chính, các nguồn thông tin chính xác, quan trọng còn thiếu cần phải bổ sung như phân tích đất,...

– Đánh giá rủi ro chi tiết, được tiến hành dựa trên các kết quả của đánh giá rủi ro sơ bộ và các thông tin, số liệu chính xác được bổ sung thông qua quan trắc, đo đạc, phân tích theo đề xuất của đánh giá rủi ro sơ bộ.

Trong ĐGRRMTĐ, việc sàng lọc, lựa chọn thông tin, dữ liệu có tầm quan trọng đặc biệt, nó giúp cho các nhà sử dụng, các nhà quản lý đề ra các quyết định, các phương án quy hoạch tránh được những sai lầm. Tiêu chí chung được sử dụng trong sàng lọc, lựa chọn số liệu, dữ liệu gồm: thời điểm thu thập; phương pháp; công cụ sử dụng; cơ quan thu thập, tính đầy đủ trong mô tả số liệu và việc thoả mãn các yêu cầu kỹ thuật chuẩn liên quan,...

Kết quả của ĐGRRMTĐ được sử dụng để quản lý rủi ro, bao gồm xác định, lựa chọn và thực hiện các kế hoạch hành động trong sử dụng, quản lý và cải tạo nhằm kiểm soát rủi ro, giảm hoặc loại bỏ số lượng và mức độ các tác nhân gây rủi ro. Phân tích chi phí lợi ích cần phải tiến hành đối với các phương án quy hoạch sử dụng, quản lý, đảm bảo không những an toàn trong sử dụng đất, cho môi trường mà cả hiệu quả kinh tế. Các bước chính trong quản lý rủi ro có thể tóm tắt như sau:

*Bước 1:* Xác định các rủi ro không chấp nhận được đối với HST và MT đất.

*Bước 2:* Xác định các phương án giảm thiểu các rủi ro đó. Thông thường phương án có nhiều nhưng việc lựa chọn phương án phù hợp với chi phí – lợi ích được chấp nhận là rất cần thiết.

*Bước 3:* Phân tích chi phí – lợi ích đối với các phương án để lựa chọn phương án thích hợp.

*Bước 4:* Đề ra những quy định về chính sách.

*Bước 5:* Tổ chức thực hiện các quy định, chính sách.

*Bước 6:* Quan trắc, rà soát và đánh giá các phương án quy hoạch sử dụng, phương án quản lý, nếu có sai sót cần bổ sung kịp thời, trong trường hợp cần thiết có thể quay trở lại bước 1.

## 2. Phương pháp đánh giá rủi ro môi trường đất

Có 2 cách tiếp cận để bảo vệ môi trường đất và sức khỏe con người. Cách thứ nhất là loại trừ chất ô nhiễm hoặc ngừng các hoạt động phát sinh ra chất ô nhiễm. Cách thứ hai là ngăn không cho chất ô nhiễm vượt quá mức độ cho phép, nghĩa là chấp nhận sự tồn tại một mức ô nhiễm trong môi trường, gây rủi ro thấp hoặc có thể chấp nhận được đối với môi trường đất cũng như sức khỏe con người. Việc ĐGRR nhằm trả lời các câu hỏi sau: Có bằng chứng nào về các mối nguy hại đối với các đối tượng và – những vấn đề gì có thể xảy ra đối với môi trường đất như là hậu quả của điều kiện hiện tại hay điều kiện có thể có trong tương lai? Do đó, các kết quả của ĐGRR là rất cần thiết để đảm bảo việc duy trì các giá trị của môi trường đất.

ĐGRRMTĐ bao gồm đánh giá hiện trạng và dự báo xu thế ô nhiễm đất. Sự dự báo phải dựa trên hiện trạng về tính chất và đặc trưng ô nhiễm như bản chất và tình trạng các chất gây ô nhiễm, sự phân bố không gian của chúng, chế độ thủy văn, loại đất và các đặc trưng về địa chất của khu vực. Việc dự báo ô nhiễm chính là sự tiên đoán tiến hoá của ô nhiễm với thời gian. Đó là kết quả những thay đổi của một số thông số đất như pH; Eh; vi sinh vật đất; hàm lượng một số chất dinh dưỡng quan trọng như C%; N; P; K dễ tiêu,...

### 2.1. Trình tự đánh giá rủi ro môi trường đất

Những chất vô cơ hoặc hữu cơ nguy hại trong môi trường đất không chỉ nằm trong mối liên quan chặt chẽ đến trạng thái, tính linh động và tính sẵn sàng bị phân huỷ sinh học của các chất đó, mà còn liên quan với những đặc trưng địa chất, thổ nhưỡng và những tính chất lý-hoá-sinh học của đất.

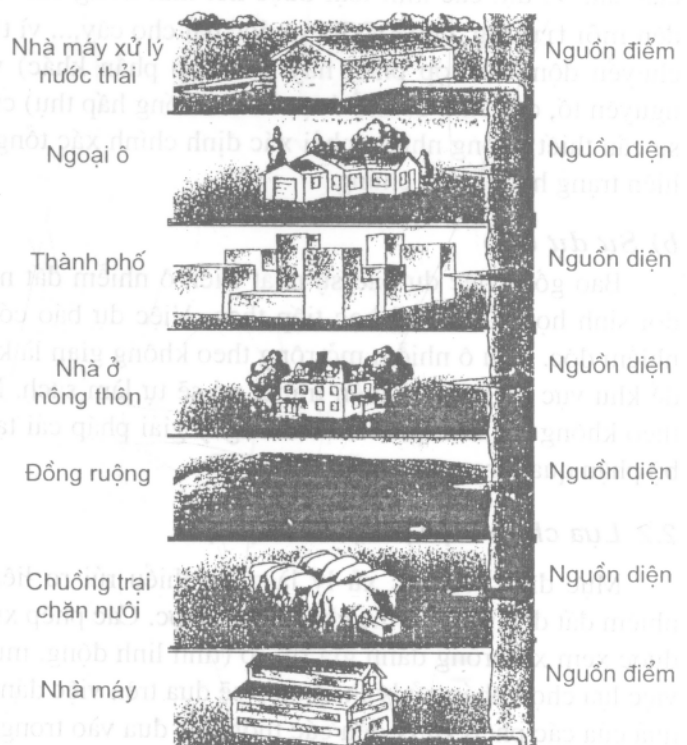
ĐGRRMTĐ gồm 2 phần chính:

#### a) Mô tả đặc điểm

Đất bị ô nhiễm chủ yếu do các tác động nhân sinh. Các tác nhân gây ô nhiễm rất đa dạng về thành phần và tính chất. Chúng có thể là hợp chất khoáng như  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , các kim loại nặng như: Cd, Pb, Hg, Cu; là á kim như As, Se, là các chất hữu cơ như HCBTV, dầu, mỡ,... Do đó, trong mô tả cần chú ý các vấn đề sau:

– Tình trạng ô nhiễm: Ô nhiễm có thể là điểm (cục bộ) hoặc diện. Ô nhiễm điểm thường có các chất gây ô nhiễm ở nồng độ cao, có tính tiềm ẩn lớn gây nên do vận chuyển, cất giữ hoặc từ những hoạt động cố định của các nhà máy, các chuồng trại, các kho chứa,...

Ô nhiễm diện thường có các tác nhân gây ô nhiễm ở nồng độ thấp, nhưng các chất này lại phân tán, phân bố ở diện rộng (hình 8.6).



Hình 8.6. Các ví dụ về nguồn điểm và nguồn diện

– Xác định nồng độ, liều lượng các chất gây ô nhiễm và các đặc trưng của khu vực: Trong thực tế, việc xác định này trở nên khó khăn hơn nhiều khi nhiều hoạt động khác nhau xảy ra nối tiếp ở cùng địa điểm, hoặc những chất gây ô nhiễm nguy hại lại từ nơi khác đến do rửa trôi, xói mòn, thấm lọc,... Do đó, trong mọi trường hợp cần phải kết hợp tiến hành nghiên cứu địa chất, thổ nhưỡng, chế độ thủy văn và địa hình khu vực mới có thể thu nhận những số liệu, thông tin chính xác về tình trạng ô nhiễm môi trường đất của khu vực.

– Xác định khả năng phát tán không gian của các chất gây ô nhiễm: Một số chất gây ô nhiễm có khả năng bay hơi, một số khác có độ hoà tan lớn có thể phát tán cùng với dòng nước mặt, nước ngầm, một số tuy có độ tan không lớn nhưng khi xâm nhập vào đất trải qua các biến đổi lý-hoá-sinh học lại trở nên linh động hơn.

Ngoài ra, thực vật, địa y, khu hệ vi thực vật, động vật không xương và vi sinh vật có thể được sử dụng như những chỉ thị sinh học chỉ điểm độc hại và tính ĐDSH. Việc phân tích các đối tượng sinh học cho phép thu được những thông tin quan trọng để khái quát hoá nhiều hơn đến các chất nguy hại và tác động của chúng đến chuỗi thức ăn và đến sức khoẻ con người.

– Tình trạng hoá lý và vị trí các chất gây ô nhiễm:

Việc lấy mẫu đất và phân tích hoá học cho phép thu được nhiều thông tin về vị trí các chất nguy hại; đặc thù phân bố chúng ở lớp đất mặt và các tầng của phẫu diện đất. Điều quan trọng hơn, đã biết rõ vị trí các chất nguy hại trên bề mặt các hợp phần đất (một nguyên tố có thể ưa liên kết với một hợp phần nào đó của đất, ví dụ: Cu với chất hữu cơ), mà cả về phương diện phân tử (các nguyên tố có thể tạo phức với chất hữu cơ hoặc được các oxit Fe, Al và Mn cố định, hoặc bị hấp phụ bởi bề mặt các hạt sét). Điều đó giúp chúng ta hiểu biết được cơ chế tham gia vào việc lưu giữ các chất gây ô nhiễm bởi những phần tử của đất. Sự lưu giữ và biến dạng các chất độc liên quan chặt chẽ đến hiện trạng hoá lý và vị trí của chúng trong pha rắn của đất. Ví dụ: các kim loại được kết tinh trong cấu trúc khoáng vật không gây tác động xấu đến môi trường, đến ĐDSH và độc hại cho cây,... vì tính linh động (các nguyên tố và các chất chuyển động từ hợp phần này đến hợp phần khác) và đề tiêu sinh học (khả năng của các nguyên tố, các chất có thể được cơ thể sống hấp thụ) của những nguyên tố này rất thấp. Do đó, sự cần thiết không những phải xác định chính xác tổng lượng các chất nguy hại mà cả vị trí và hiện trạng hoá lý của chúng.

## ***b) Sự dự báo***

Bao gồm việc dự báo sự phát triển ô nhiễm đất như một hàm số thời gian và những biến đổi sinh học và hoá lý học tiếp theo. Việc dự báo có tác động đến phương thức quản lý đất nhiễm độc. Nếu ô nhiễm mở rộng theo không gian là không đáng kể theo thời gian, thì tốt nhất để khu vực đó nguyên hiện trạng, nó sẽ tự làm sạch. Ngược lại, nếu ô nhiễm phát triển mạnh theo không gian thì phải thực thi ngay giải pháp cải tạo và kiểm soát. Chính vì vậy, dự báo là bộ phận quan trọng trong ĐGRRMTĐ.

## ***2.2. Lựa chọn biện pháp khắc phục***

Mục đích của các xử lý là giảm thiểu rủi ro liên quan tới sự hiện diện các chất gây ô nhiễm đất đến mức có thể chấp nhận được. Các phép xử lý có tác dụng tích cực đến từng yếu tố được xem xét trong đánh giá rủi ro (tính linh động, mức độ đề tiêu sinh học, sự biến thể,...) và việc lựa chọn phép xử lý thích hợp sẽ dựa trên việc đánh giá rủi ro của chính nó và vào các hiệu quả của các phép xử lý đến các thông số đưa vào trong ĐGRR. Các phương án cải tạo được lựa chọn có thể là:

### **a) Không phải xem xét nguy cơ ô nhiễm đất**

Nếu rủi ro môi trường rất thấp, không ảnh hưởng đến các nguyên tố, các chất độc hại tiềm ẩn đối với những cơ thể sống kể cả con người qua nguồn nước hoặc chuỗi thức ăn thì không cần phải làm gì, ngay cả khi các chất độc hại này cao hơn những giá trị của thang chuẩn. Cần nhớ rằng, ở một số nơi, hàm lượng tự nhiên một số nguyên tố độc hại tiềm ẩn có thể lớn hơn giới hạn cho phép, nhưng vẫn hoàn toàn không gây rủi ro cho môi trường. Ví dụ ở miền Bắc nước Pháp, hàm lượng tự nhiên của Ni trong những tầng đất khác nhau (120 -- 200ppm) lớn hơn giới hạn cho phép (50ppm). Thế nhưng ở đây Ni đi vào thành phần cấu trúc của một số loại khoáng, nó không linh động và không có khả năng dễ tiêu sinh học. Sự phong hoá các khoáng chất này như một chức năng của các điều kiện hoá lý hoặc sinh học, mà không sản sinh ra lượng Ni vào dung dịch đất và từ đó vào chuỗi thức ăn, vào cơ thể sinh vật. Trong thực tế, sự hiện diện các khoáng chứa Ni trong những đất này chỉ là một minh chứng rằng, sự phong hoá ở đây xảy ra không đủ và không triệt để dưới những điều kiện thịnh hành.

Tương tự, nếu các vật liệu chứa một số nguyên tố hoặc các chất độc phát tán vào đất do những hoạt động công nghiệp, nông nghiệp nhưng chúng không có biểu hiện gây rủi ro đối với môi trường đất thì theo tinh thần dự báo và dự đoán ở trên cũng không phải làm gì, mà có thể chỉ tiến hành cải tạo có tính cục bộ.

### **b) Nếu không có rủi ro xung quanh khu vực nhiễm độc**

Trong trường hợp bị ô nhiễm cục bộ do tai biến, hoạt động công nghiệp, lưu giữ CTNH,... sau khi ĐGRR bao gồm cả dự báo và mô tả đặc trưng và kết luận rằng, sự cố định tự nhiên hoặc nhân sinh các chất gây ô nhiễm sẽ diễn ra đủ để ngăn chặn sự phát tán không gian ô nhiễm vào khí quyển, hoặc các tầng đất thì cũng không cần tiến hành biện pháp cải tạo. Nhưng để phòng ngừa, cần tiến hành quan trắc và đảm bảo rằng sẽ không có những thay đổi.

Để cải tạo những đất bị nhiễm độc có tính chất cục bộ, có thể hạn chế các chất gây ô nhiễm bằng cách giảm thiểu rủi ro môi trường xung quanh khu vực nhiễm độc. Những kỹ thuật hạn chế bao gồm việc sử dụng các vật liệu trao đổi ion như bentonit,...

### **c) Nếu có rủi ro môi trường đất**

Việc mô tả và dự báo ô nhiễm chỉ ra rằng, các chất gây ô nhiễm có thể có tác động tiêu cực đến MT. Trong trường hợp này nhất định phải áp dụng biện pháp cải tạo. Hai trường hợp sau phải cân nhắc:

– Ô nhiễm khuếch tán:

Các chất gây ô nhiễm ở nồng độ rất thấp trong đất nhưng có xu thế tích lũy theo thời gian do cải tạo đất, phân bón hoặc HCBVTV hoặc từ bụi, hơi,... và bị một số hợp phần đất giữ lại.

Ví dụ: HCBVTV được tích lũy trong những hợp chất mùn. Nếu xảy ra những biến đổi sinh học hoặc lý, hoá học, HCBVTV sẽ được giải phóng gây hại cây trồng. Trong nông nghiệp, hiện tượng này gọi là hiệu ứng tồn dư. Một số các ion, ví dụ  $\text{NO}_3^-$  dễ dàng xâm nhập vào các nguồn nước, nhưng nếu ở đất phát triển trên đá vôi thì  $\text{NO}_3^-$  không bị biến đổi vì kích thước những lỗ hổng nhỏ hơn kích thước các VSV tham gia vào quá trình phản nitrat hoá và do đó nó sẽ gây nhiễm độc cho nguồn nước.

Tuy nhiên, cũng có khả năng khắc phục vấn đề này, ví dụ nghiên cứu cần tập trung vào sự phát triển các phân tử HCBVTV mà không bị các chất mùn hấp phụ.

Một số kỹ thuật đã được phát triển có thể sử dụng để giảm tính linh động và độ dễ tiêu sinh học của các chất gây ô nhiễm. Ví dụ: pH và Redox có thể kiểm soát được bằng bón vôi,

tiêu nước hoặc tăng đến cực đại sự cố định các kim loại nặng của các hợp phân đất. Kỹ thuật cải tạo được áp dụng trong trường hợp ô nhiễm khuếch tán có thể là:

+ Bón vôi: pH có ảnh hưởng quyết định đến trạng thái hoá lý của các nguyên tố độc hại tiềm ẩn hoặc những chất hữu cơ và qua đó đến môi trường đất (biến thể, phân huỷ,...). Bón vôi làm tăng pH là biện pháp hữu hiệu nhất để tăng lưu giữ Cd trong đất. pH ở khoảng 4 – 8, năng lực cố định Cd tăng 3 lần trên 1 đơn vị pH.

+ Kiểm soát chế độ nước:

Redox phụ thuộc vào lượng oxy tự do trong đất, trong nước, trong vật trầm lắng và phụ thuộc vào các phản ứng sinh hoá học có vi sinh vật tham gia. Điều kiện khử ảnh hưởng đến tính linh động của các kim loại bằng nhiều cách. Trước hết, hoá trị một số kim loại nhất định thay đổi. Ví dụ: trong những điều kiện khử,  $\text{Fe}^{3+}$  chuyển thành  $\text{Fe}^{2+}$ , cũng tương tự, hoá trị của Mn và As cũng bị biến đổi. Vì những ion khử hoà tan nhiều hơn, nồng độ của chúng sẽ tăng lên trong nước ngầm và các dung dịch trầm lắng. Ở những điều kiện khử sẽ xảy ra sự khử  $\text{SO}_4^{2-}$ , và hình thành chì sunphua có độ tan thấp. Ngược lại, Redox tăng làm cho chì sunphua không bền vững và kéo theo sự gia tăng nồng độ chì hoá. Điều này thường xảy ra khi người dân nạo vét bùn ô nhiễm ở ruộng thái, ao hồ bón ruộng bằng cách trải trên mặt đất. Trong môi trường hiếu khí, chì sunphua không bền vững và bị oxy hoá.

– Ô nhiễm cục bộ:

Ô nhiễm cục bộ xảy ra do các tai biến công nghiệp, hoặc những hoạt động sinh hoạt và ô nhiễm có thể mạnh nhưng phân bố trong không gian hẹp. Nhìn chung, sự phát tán độc hại từ nguồn của nó (bụi thải; ống khói nhà máy, nước rỉ từ bãi rác,...) và nồng độ các chất gây ô nhiễm giảm theo khoảng cách từ nguồn. Trong những vùng nhiễm độc có thể rộng đến hàng trăm hecta gồm những vùng ô nhiễm nặng và ô nhiễm nhẹ. Trong những vùng nhiễm độc này, sự ĐGRR gồm một số biện pháp đặc biệt như phải kiểm tra lịch sử hoạt động của vùng, xác định rõ vị trí bị ô nhiễm, sau đó mới tiến hành biện pháp cải tạo.

### III- CÁC BIỆN PHÁP XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

#### 1. Yêu cầu chung khi xử lý ô nhiễm môi trường đất

##### 1.1. Khái niệm chung về xử lý ô nhiễm môi trường đất

– Các hoạt động giảm thiểu ô nhiễm đất do các hợp chất ngoại sinh là vấn đề được cả thế giới quan tâm. Ngoài sự khác nhau về sự phát triển của khoa học kỹ thuật ở các nước Phương Đông và Phương Tây, việc phòng ngừa và kiểm soát ô nhiễm đất là vấn đề mà các nước đang phát triển như Việt Nam cần phải được quan tâm nhiều hơn. Một trong những giải pháp xử lý đất ô nhiễm là phương pháp làm sạch đất như việc di dời, loại bỏ các yếu tố ô nhiễm.

– Có nhiều giải pháp công nghệ khác nhau để giải quyết vấn đề này, tuy nhiên, khi áp dụng bất cứ một giải pháp nào để làm sạch đất cũng cần quan tâm đến hiệu quả của quá trình được thể hiện thông qua các khía cạnh chính sau:

- + Khả năng ứng dụng hiệu quả vào thực tiễn.
- + Chi phí giá thành hợp lý.
- + Phương pháp tiến hành đơn giản, dễ vận hành.
- + Cần nguồn tài nguyên và năng lượng để duy trì quá trình xử lý ở mức tối thiểu.
- + Khả năng dễ dàng sử dụng lại những vùng đất đã được xử lý.
- + Tính bền vững cao, giảm được rủi ro lâu dài với MT đất.
- + Thời gian xử lý nhanh.

+ Khả năng dễ dàng chấp nhận của phương pháp.

– Các phương pháp làm sạch đất ô nhiễm được sử dụng rất khác nhau, phụ thuộc vào đặc trưng, tính chất của các tác nhân ô nhiễm, hoặc các phần tử ô nhiễm và tính chất lý, hoá – sinh học của đất. Các tính chất mà phương pháp làm sạch có thể áp dụng được đó là: Đặc tính dễ bay hơi của các chất ô nhiễm; khả năng hoà tan trong nước; khả năng hấp phụ và giải hấp phụ cũng như kích thước, mật độ và hình dạng của các phần tử ô nhiễm (hoặc các phần tử chất ô nhiễm); khả năng phân huỷ sinh học hoặc tính không ổn định về mặt hoá học. Do đó, khi áp dụng các phương pháp xử lý, cần chú ý các yếu tố sau:

+ Loại đất: Cấu trúc đoàn lạp đất, đặc tính của các phần tử đất, tỷ lệ chất mùn trong đất, pH đất.

+ Dạng và nồng độ của các chất ô nhiễm.

+ Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm.

+ Khoảng cách khu vực bị ô nhiễm tính từ nguồn, thời gian giữa quá trình ô nhiễm và làm sạch. Đặc biệt là khi áp dụng các biện pháp xử lý tại chỗ cần tìm hiểu kỹ, liệu khu vực bị ô nhiễm có phải đã bị xáo trộn do quá trình cơ học hay không.

\* Các phương pháp làm sạch đất phụ thuộc chủ yếu vào dạng và nồng độ của các chất ô nhiễm hiện diện ở trong đất.

Ví dụ: các loại đất ô nhiễm kim loại nặng hay hợp chất kim loại nặng thường tồn lưu lâu dài nên khó làm sạch. Nguyên nhân là các kim loại nặng và hợp chất của chúng không bị phân huỷ và khi có thủy ngân và asen thì việc làm bay hơi các chất này cần phải có nhiệt độ rất cao. Hơn nữa, các kim loại nặng thường được tìm thấy trong đất ở dạng phức vô cơ – hữu cơ. Sự có mặt của các chất ô nhiễm hữu cơ này có thể làm cho việc di dời các kim loại nặng ra khỏi đất trở nên phức tạp hơn.

\* Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm cũng rất quan trọng, nhưng đôi khi không được đánh giá đúng mức như là một yếu tố khi tính đến khả năng làm sạch đất. Các chất ô nhiễm có thể có mặt trong đất thường ở các dạng sau:

- Các chất ô nhiễm dạng hạt (với các phần tử có kích thước bằng hoặc lớn hơn các phần tử đất không ô nhiễm).

- Các màng lỏng xung quanh các phần tử đất.

- Hấp phụ trên bề mặt các phần tử đất.

- Hấp phụ trong phần tử đất (các chất hữu cơ).

- Tan trong pha nước và các khoảng trống của các phần tử đất.

- Có mặt trong các pha lỏng hoặc pha rắn của phần tử đất.

## **1.2. Nguyên tắc chính trong xử lý đất bị ô nhiễm**

Các nguyên tắc chính được áp dụng để làm sạch đất ô nhiễm:

– Di dời (*loại bỏ*) chất ô nhiễm bằng việc tách các phần tử. Ví dụ như xử lý bằng cách tách và giải hấp phụ.

– Tách các yếu tố ô nhiễm dạng hạt bằng cách tách pha. Ví dụ như việc phân loại với hydro-xyclon, kỹ thuật tuyển nổi tạo bọt (*tạo vẩn*) và kỹ thuật lắng.

– Tách các yếu tố ô nhiễm bằng cách phá vỡ cấu trúc hoá học, nhiệt học.

– Tách các yếu tố ô nhiễm bằng việc làm suy thoái sinh học. Ví dụ như các kỹ thuật làm đất để trồng cây và các lò phản ứng bùn sinh học.

– Tách các yếu tố ô nhiễm bằng việc hấp thụ các chất sinh học hoặc sự huy động sinh học.



Phần lớn các công nghệ làm sạch đã được phát triển dựa trên các nguyên tắc này. Tuy nhiên trong thực tế chỉ có một số phương pháp có thể được áp dụng thành công. Hơn nữa, các phương pháp có thể được áp dụng vào lúc này chỉ thích hợp đối với một phần nhỏ các khu vực bị ô nhiễm, nghĩa là với thời gian xử lý ngắn và các loại đất xử lý được xem là sạch.

## **2. Xử lý đất ô nhiễm bằng phương pháp truyền thống**

Những công nghệ được phát triển để cải tạo các vùng đất bị ô nhiễm kim loại nặng cục bộ gồm 2 nhóm:

- Kỹ thuật cứng.
- Kỹ thuật mềm.

### **2.1. Kỹ thuật cứng**

Kỹ thuật cứng với việc cày lật đất hoặc đào xới (hoạt động giải phẫu). Nếu một vùng nhỏ mà bị nhiễm độc mạnh, thì rủi ro MT, đặc biệt đối với con người qua chuỗi thức ăn hoặc khí quyển sẽ rất cao, đất phải được làm sạch. Cách đơn giản nhất loại bỏ các vật liệu nhiễm độc và đổ bỏ chúng ở bãi thải, nhưng lại nảy sinh vấn đề là việc đào xới đất có thể làm xuất hiện những vấn đề mới liên quan đến việc tái hoạt hoá các chất gây ô nhiễm.

Vật liệu đào xới cũng có thể được xử lý tại chỗ, bằng việc bổ sung thiết bị mà nó cho phép di chuyển những phần đất sét nơi chứa các chất gây ô nhiễm; rửa vật liệu đất bằng nước hoặc bằng các dung dịch đặc trưng; hoặc đốt nóng vật liệu đất để tiêu huỷ các chất hữu cơ.

#### **a) Phương pháp đào và chuyển chỗ (Dig and Haul)**

Đào và chuyển chỗ là phương pháp xử lý đất chuyển vị (ex-situ) nhằm di chuyển các chất thải độc hại đến một nơi khác an toàn hơn. Với phương pháp này, chất ô nhiễm không được loại bỏ khỏi đất ô nhiễm mà đơn giản chỉ là đào lên và chuyển đất đi chỗ khác với hy vọng là không bị ô nhiễm ở những nơi cần thiết.

#### **b) Phương pháp rửa đất (Soil washing)**

Rửa đất là công nghệ xử lý đất chuyển vị (ex-situ treatment technology), là công nghệ được sử dụng để xử lý đất ô nhiễm, đặc biệt là đất ô nhiễm kim loại. Quá trình này dựa trên cơ chế hút và tách vật lý nhằm loại bỏ chất ô nhiễm ra khỏi đất. Quá trình vật lý loại bỏ những hạt có kích thước lớn và chuyển các chất ô nhiễm vào pha lỏng. Đất bị nhiễm độc trộn với nước rửa, các hoá chất có thể được thêm vào để phân tán sét và chelat hoá các kim loại. Sau đó đất và nước rửa được tách riêng và đất được tráng bằng nước sạch. Các hạt đất dễ dàng được tách riêng vì tốc độ lắng đọng cao của chúng.

Các hạt thô được tách qua sàng rửa. Các hạt đất mịn được tách thường chứa nhiều các chất gây ô nhiễm hơn là đất ban đầu, do đó, phải thực thi giải pháp xử lý để loại bỏ các chất gây ô nhiễm và cho phép tái sử dụng nó. Tất nhiên, những đất bị nhiễm độc cũng có thể được rửa bằng các dung môi đặc biệt để loại bỏ hữu cơ, phụ thuộc vào hàm lượng tồn dư và các chất độc, người ta có thể xử lý từ 10 -- 40 tấn đất/giờ bằng phương thức này.

Dung dịch làm sạch đất có thể trung tính hay có chứa các yếu tố hoạt tính bề mặt. Các chất thường dùng trong các dung dịch làm sạch đất là HCl, EDTA, HNO<sub>3</sub> và CaCl<sub>2</sub>. Quá trình này sẽ làm giảm nồng độ kim loại trong đất và tạo ra một dịch lỏng với nồng độ kim loại cao. Ở những nơi có nhiều chất ô nhiễm hỗn hợp, phương pháp này sẽ gặp khó khăn vì khó xác định dung dịch rửa thích hợp để có thể xử lý các chất theo mục đích. Hơn nữa, đất ô nhiễm với nhiều phức chất khác nhau, nếu xử lý theo phương pháp này sẽ rất tốn kém và không hiệu quả (US. EPA, 1991).

### c) Xử lý bằng nhiệt

Bay hơi và oxy hoá các chất gây ô nhiễm hữu cơ phụ thuộc vào nhiệt độ, áp suất riêng phần của oxy và thời gian lưu giữ. Nhiệt độ hoạt động từ 400 – 700°C. Luồng khí thổi qua buồng đốt (một vài giây ở 800 – 1200°C), nơi sự oxy hoá hoàn toàn các chất hữu cơ bay hơi xảy ra. Khí đi ra khỏi buồng đốt được làm lạnh trong một chất trao đổi nhiệt và cho qua hệ thống các hạt và hệ thống loại sunphua dioxit.

Xử lý nhiệt thích hợp đối với mọi loại đất chứa các chất gây ô nhiễm hữu cơ. Tuy nhiên, do phát thải khí nên rất hạn chế thu được những chất hữu cơ bị halogen hoá và các kim loại nặng. Phụ thuộc vào loại đất (cát, thịt hay sét) và độ ẩm đất, có thể xử lý từ 15 – 40 tấn/giờ. Các kỹ thuật này sản ra lượng lớn phế thải cần phải chuyên chở và đổ bỏ. Các vật liệu được làm sạch được trả lại cho vùng đất bằng cách rải đều trên mặt ruộng tuy rằng tính chất của chúng có khác trước.

### 2.2. Kỹ thuật mêm không cần đào xới (phép điều trị hoá liệu)

Sự ô nhiễm đất thường không đồng nhất, có những vùng bị ô nhiễm mạnh và cũng có những vùng bị ô nhiễm ít. Thậm chí nếu sự đào xới là cần (hoạt động giải phẫu) nhưng cũng có thể xử lý tại chỗ (phép điều trị hoá liệu).

Mục đích chính của phép điều trị hoá liệu là giảm thiểu sự truyền dẫn ô nhiễm nội tại trong nhiều thành phần môi trường khác nhau như đất, nước, thực vật,... và gia tăng sự chuyển hoá chúng. Các thông số được sử dụng giống như trong ĐGRR MTĐ. Các thông số liên quan tới hàm lượng như đối với những chất gây ô nhiễm là tình trạng lý, hoá và vị trí phân bố của các chất gây ô nhiễm, tính linh động, mức độ dễ tiêu sinh học và phân huỷ. Những thông số liên quan tới sức chứa, đối với đất là pH, Eh và những điều kiện nông học để VSV, cây trồng phát triển.

Mench (1994) đã công bố kết quả về hiệu lực của các kỹ thuật xử lý mêm. Tác giả đã tiến hành thí nghiệm trên đất bị rửa trôi limon (limon có kích thước cấp hạt từ 0,05 – 0,001mm theo phân loại của Liên Xô (cũ) hoặc từ 0,02 – 0,002mm theo phân loại của Mỹ) có các đặc tính được trình bày ở bảng 8.5.

**Bảng 8.5. Đặc trưng chính về hoá lý và hàm lượng kim loại nặng tổng số của đất (thí nghiệm tầng 0–20cm)**

| Chỉ số             | Hàm lượng | Đơn vị                    |
|--------------------|-----------|---------------------------|
| Cát                | 236       | (g. kg <sup>-1</sup> )    |
| Limon              | 555       | (g. kg <sup>-1</sup> )    |
| Sét                | 209       | (g. kg <sup>-1</sup> )    |
| Chất hữu cơ        | 31        | (g. kg <sup>-1</sup> )    |
| Cacbonat           | 8         | (g.kg <sup>-1</sup> )     |
| C/N                | 11        |                           |
| pH <sub>1/20</sub> | 7,8       |                           |
| CEC                | 22        | (Cmol. kg <sup>-1</sup> ) |
| Cu                 | 43        | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Cr                 | 29        | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Fe                 | 19.272    | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Mn                 | 439       | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Ni                 | 17        | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Pb                 | 1.112     | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |
| Zn                 | 1.434     | (mg.kg <sup>-1</sup> )    |

Phân bón được sử dụng ở dạng vảy xỉ (TBS), beringite là aluminosilicat biến thể; hạt quặng thép (ST), mangan oxit ngâm nước (HMO) được sử dụng như những tác nhân cố định. Các hoá chất được thêm vào đất là 1% tính theo ST và HMO và 5% tính theo beringite. TBS được thêm đến khi pH = 8,5.

Tính linh động của các kim loại được xác định bằng chiết rút nước cất; dung dịch 0,1N  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  và dung dịch 0,05M EDTA.

Theo Mench (1994) thì độ dễ tiêu sinh học được xác định bằng việc trồng cây đậu lùn, cỏ và cây thuốc lá trong chậu. Kết quả thí nghiệm được đưa ra ở bảng 8.6, và cho thấy, EDTA là thuốc thử hiệu quả nhất để chiết rút Cd, Pb hoặc Zn. Trong đất không được xử lý, lượng Cd, Zn và Pb chiết rút bằng  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$  tương ứng 6; 6; 1 và 0,1%.

Việc sử dụng ST, HMO và beringite cho đất làm giảm khả năng chiết rút Cd và Zn bằng nước và bằng  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ . TBS có hiệu lực thấp hơn. Cỏ và thuốc lá hấp thụ Zn thấp hơn nhiều so cây đậu lùn ở các chậu đất được xử lý (bảng 8.6).

**Bảng 8.6. Các phần kim loại chiết rút được (mg/kg đất khô) và hệ số tương quan**

| Xử lý đất                                     | Nước              |                   |      | $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ |                   |                   | EDTA |                   |                   | pH đất |
|-----------------------------------------------|-------------------|-------------------|------|----------------------------|-------------------|-------------------|------|-------------------|-------------------|--------|
|                                               | Cd                | Pb                | Zn   | Cd                         | Pb                | Zn                | Cd   | Pb                | Zn                |        |
| Không được xử lý                              | 0,15              | 0,15              | 1,8  | 1,2                        | 0,8               | 14,7              | 11,4 | 599               | 267               | 7,8    |
| TBS                                           | 0,06              | 0,16              | 0,7  | 1,0                        | 0,5               | 7,4               | 11,0 | 576               | 212               | 8,5    |
| HMO (%)                                       | 0,03              | 0,94              | 0,7  | 0,0                        | 0,1               | 2,2               | 10,6 | 500               | 268               | 7,8    |
| ST (%)                                        | 0,02              | 0,08              | 0,4  | 0,4                        | 0,4               | 3,4               | 7,6  | 536               | 185               | 7,8    |
| Beringite                                     | —                 | —                 | —    | 0,3                        | 0,2               | 1,7               | —    | —                 | —                 | 7,3    |
| <i>Hệ số tương quan (<math>r^{-2}</math>)</i> |                   |                   |      |                            |                   |                   |      |                   |                   |        |
| Cỏ                                            | 0,64 <sup>a</sup> | 0,50 <sup>a</sup> | 0,58 | 0,94 <sup>b</sup>          | 0,96 <sup>b</sup> | 0,64 <sup>a</sup> | 0,09 | 0,82 <sup>a</sup> | 0,29              |        |
| Thuốc lá                                      | 0,79 <sup>a</sup> | 0,40              | 0,49 | 0,95 <sup>b</sup>          | 0,36              | 0,14              | 0,07 | 0,06              | 0,95 <sup>b</sup> |        |

(Chú thích: a < 0,05; b < 0,01)

#### a) Phương pháp cố định hoặc cô đặc (Stabilization/Solidification)

Cố định hoặc cô đặc đất ô nhiễm có thể là phương pháp xử lý nguyên vị (in-situ) hoặc chuyển vị (ex-situ). Phương pháp này liên quan đến hỗn hợp các chất đặc trưng được thêm vào đất, hoặc là các thuốc thử/chất phản ứng với đất ô nhiễm để làm giảm tính linh động và hoà tan của các chất ô nhiễm. Các tác nhân liên kết được sử dụng bao gồm tro (fly-ash), xỉ măng (cement), hoặc bụi lò nung (kiln dust). Mặc dù quá trình này đã chứng minh là hiệu quả đối với chất ô nhiễm là kim loại nặng, nhưng khả năng tái nhân liên kết hoặc thay đổi pH đất. Phương pháp cố định hoặc cô đặc không xử lý được chất ô nhiễm từ nền đất (soil matrix), nhưng nó có thể nén các chất ô nhiễm lại trong môi trường đất.

#### b) Phương pháp thủy tinh hoá (Vitrification)

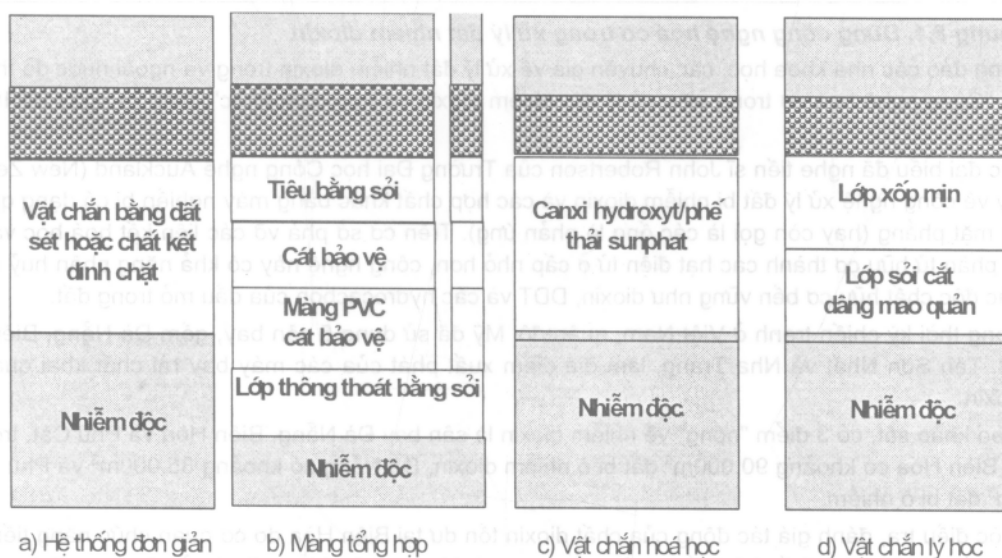
Phương pháp thủy tinh hoá là quá trình xử lý bởi nhiệt, có thể được sử dụng để xử lý đất theo phương pháp nguyên vị hay chuyển vị. Đây là quá trình chuyển chất ô nhiễm thành dạng thủy tinh cố định (Stable glassy form). Đối với phương pháp này, cho dòng điện chạy qua một dây điện cực than chì, làm nóng chảy đất ở nhiệt độ rất cao (1.500 – 2.000°C). Thủy tinh bền được hình thành, kết hợp chặt chẽ và cố định kim loại khi đất được làm lạnh. Một nắp dầy khí thải được lắp đặt trên vùng xử lý. Nắp này được sử dụng để thu thập và xử lý khí thải (các kim loại bay hơi) được thải ra trong suốt quá trình xử lý (U.S. EPA).

Hiện nay phương pháp này được sử dụng khá rộng rãi, nhưng phương pháp này thường chỉ áp dụng trên diện tích nhỏ, chi phí giá thành cao, yêu cầu kỹ thuật hiện đại nên người ta cần tìm kiếm những phương pháp khác có hiệu quả kinh tế cao hơn, thân thiện hơn với MT.

### c) Sự cố định tại chỗ

Trong trường hợp những chuyển hoá, tính linh động liên quan nhiều đến tình trạng hoá lý và vị trí phân bố các chất gây ô nhiễm. Nếu các nguyên tố hoặc những hợp chất hữu cơ (hoá chất BVTV) bị cố định vào cấu trúc các khoáng chất hoặc chất mùn, chúng có thể trở nên linh động hoặc dễ tiêu sinh học và đặc biệt trong trường hợp của các chất hữu cơ, chúng được bảo vệ theo khía cạnh vật lý và không tiếp cận được với vi sinh vật có khả năng chuyển hoá chúng. Tất cả kỹ thuật xử lý tại chỗ đều dẫn đến sự cố định lâu dài các chất gây ô nhiễm đã thể hiện tác dụng tốt. Đặc trưng của sự cố định phụ thuộc vào thời gian. Biểu thời gian là thông số cơ bản liên quan tới những quá trình xảy ra trong những đất bị nhiễm độc. Tuy nhiên, sự cố định các kim loại nặng bởi vi sinh vật, thực vật hoặc chất hữu cơ đất lại xảy ra theo biểu thời gian ngắn. Thật ra sau khi các vi sinh vật chết hoặc sự chuyển hoá chất hữu cơ, các nguyên tố độc hại lại trở nên linh động và dễ tiêu sinh học. Một mặt khác, nếu các kim loại nặng được cố định vào trong cấu trúc của khoáng chất thì có thể có sự cố định lâu dài. Nhiều chất điều hoà trong đất hoặc phân bón có thể được sử dụng để cố định các chất độc hoặc làm thay đổi các tính chất hoá lý của đất (pH; Eh; chất hữu cơ, sét,...) để cải thiện sự cố định các chất gây ô nhiễm bởi thể rắn đất hoặc bởi các hoá chất.

Ở nhiều nước công nghiệp phát triển, nhiều khu vực đất đai bị ô nhiễm nặng bởi các chất rất độc hại, người ta sử dụng các hệ thống cơ – hoá – lý nhằm ngăn ngừa sự chuyển động của các chất gây ô nhiễm do rửa trôi, hoạt động mao quản và di chuyển khí (hình 8.7).



Hình 8.7. Các hệ thống nhằm ngăn chặn sự chuyển động của các chất gây ô nhiễm do rửa trôi, hoạt động mao quản và di chuyển khí

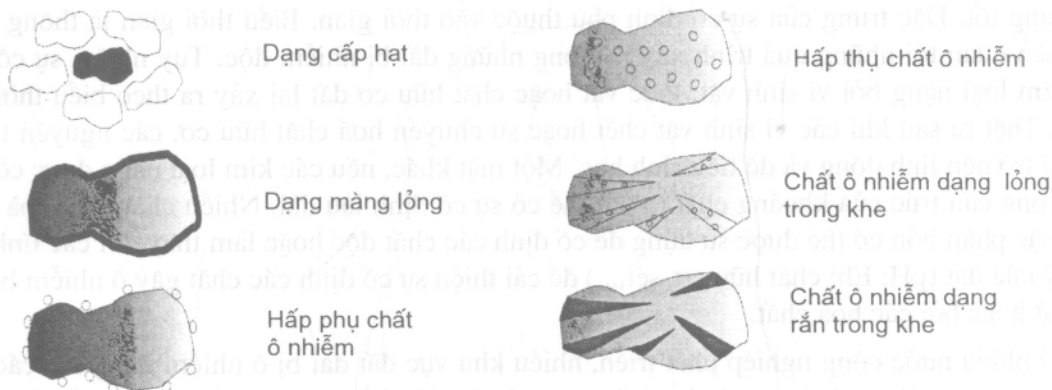
## 3. Các biện pháp lý – hoá học hiện đại xử lý đất ô nhiễm

### 3.1. Nguyên lý chung của phương pháp lý – hoá học

Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm cũng rất quan trọng, nhưng đôi khi còn chưa được

xem là yếu tố trong khả năng làm sạch đất. Hình 8.8 đưa ra một số quan điểm về các cách mà các chất ô nhiễm có thể xuất hiện trong đất. Các khả năng sau có thể dùng để phân biệt:

- Cấp hạt của các chất ô nhiễm (*kích thước bằng, nhỏ hơn, hoặc lớn hơn kích thước của cấp hạt đất không bị ô nhiễm*).
- Dạng các màng chất lỏng bao quanh các cấp hạt đất.
- Hấp phụ ở bề mặt các cấp hạt đất.
- Hấp thụ trong các cấp hạt đất (hữu cơ).
- Hoà tan ở thể lỏng trong các khe của các cấp hạt đất.
- Xuất hiện ở thể rắn hay lỏng trong các khe của các cấp hạt đất.



**Hình 8.8. Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm trong đất**

#### **Khung 8.1. Dùng công nghệ hoá cơ trong xử lý đất nhiễm dioxin**

Đồng đạo các nhà khoa học, các chuyên gia về xử lý đất nhiễm dioxin trong và ngoài nước đã tham dự hội thảo "Công nghệ hoá cơ trong việc xử lý đất nhiễm dioxin và hợp chất khác", diễn ra ngày 02/10/2008 tại Hà Nội.

Các đại biểu đã nghe tiến sĩ John Robertson của Trường Đại học Công nghệ Auckland (New Zealand) trình bày về công nghệ xử lý đất bị nhiễm dioxin và các hợp chất khác bằng máy nghiền bi có dạng quỹ đạo và dạng mặt phẳng (hay còn gọi là các ống lò phản ứng). Trên cơ sở phá vỡ các liên kết hoá học và phân huỷ các phân tử hữu cơ thành các hạt điện tử ở cấp nhỏ hơn, công nghệ này có khả năng phân huỷ cơ hoá tất cả các độc chất hữu cơ bền vững như dioxin, DDT và các hydrocacbon của dầu mỏ trong đất.

Trong thời kỳ chiến tranh ở Việt Nam, quân đội Mỹ đã sử dụng 5 sân bay, gồm Đà Nẵng, Biên Hòa, Phù Cát, Tân Sơn Nhất và Nha Trang, làm địa điểm xuất phát của các máy bay rải chất khai quang có chứa dioxin.

Theo khảo sát, có 3 điểm "nóng" về nhiễm dioxin là sân bay Đà Nẵng, Biên Hòa và Phù Cát, trong đó sân bay Biên Hòa có khoảng 90.000m<sup>3</sup> đất bị ô nhiễm dioxin, Đà Nẵng có khoảng 85.000m<sup>3</sup> và Phù Cát có 40.000m<sup>3</sup> đất bị ô nhiễm.

Cuộc điều tra, đánh giá tác động của chất dioxin tồn dư tại Biên Hòa do cơ quan chức năng tiến hành vào cuối năm 2006, cho thấy hệ thống tường bao quanh khu vực ô nhiễm dioxin ở sân bay đã bị phá vỡ; các bể chứa than hoạt tính để hấp phụ dioxin đã hết giá trị sử dụng. Do đó, dioxin từ các khu vực ô nhiễm vẫn có thể theo nước mưa chảy vào hồ ao xung quanh sân bay. Một số hồ quanh khu vực này nồng độ dioxin cao gấp 7 lần so với nồng độ cho phép.

Hiện Bộ Quốc phòng đang tiến hành xử lý các khu đất bị ô nhiễm tại sân bay trên, với kinh phí khoảng 75 tỷ đồng từ nguồn ngân sách của Chính phủ. Khoảng 60.000m<sup>3</sup> đất bị nhiễm dioxin sẽ được chôn lấp bằng bê tông và bentonite, các vật liệu cách ly và hấp phụ dioxin. Công trình dự kiến sẽ hoàn thành vào cuối năm 2009.

### 3.2. Phương pháp xử lý đất ô nhiễm bằng nhiệt

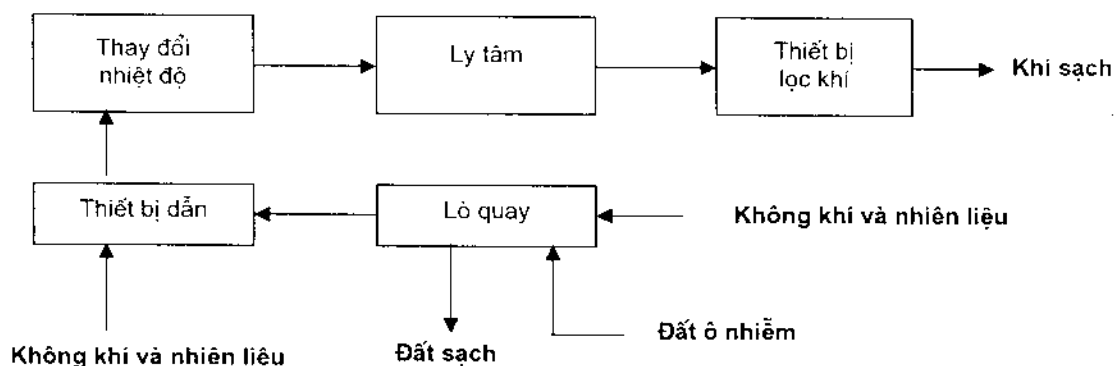
#### a) Nguyên lý

Việc làm sạch đất bằng nhiệt gồm 2 bước xử lý:

*Bước thứ nhất* là chú trọng vào sự bay hơi của các chất ô nhiễm từ các phần tử đất ở nhiệt độ khoảng  $200^{\circ}\text{C} - 700^{\circ}\text{C}$ . Ở đây có thể xảy ra sự chuyển đổi hoá học của các chất ô nhiễm, sự chuyển đổi này phụ thuộc vào nhiệt độ. Tất cả các chất ô nhiễm hữu cơ đều có thể được chuyển đổi sang pha khí khi được cung cấp nhiệt độ đủ cao và thời gian xử lý đủ dài. Các phần tử chất hữu cơ như các axit humic, axit fulvic cũng có thể bị phá vỡ và bay hơi. Các chất ô nhiễm hữu cơ trong pha khí thường bị oxy hoá hoàn toàn ở các bước đốt cháy trong khoảng nhiệt độ giữa  $900^{\circ}\text{C}$  và  $1.100^{\circ}\text{C}$ . Sau đó tiến hành *bước thứ hai*, đất được làm sạch sẽ và làm lạnh bởi nước nhờ một hệ thống thiết bị di dời.

#### b) Hệ thống xử lý

Hệ thống xử lý nhiệt hoá hoàn thiện được phác hoạ trong hình 8.9.



Hình 8.9. Hệ thống xử lý bằng nhiệt

Đất được sàng để lọc ra các phần tử có kích thước lớn hơn 40 – 50mm, tiếp theo đất được cho vào lò đun bằng dầu. Các phần tử đất sẽ tiếp xúc với khí nóng do sự chuyển động quay của lò. Khí sẽ bay ra khỏi lò để tới buồng đốt sau có không khí và dầu để có thể đạt được nhiệt độ thiêu đốt lớn hơn, đây là điểm cần thiết để oxy hoá hoàn toàn các chất hữu cơ bay hơi. Khí từ các buồng đốt được làm lạnh bằng bộ trao đổi nhiệt và được chuyển tới thiết bị kiểm tra ô nhiễm. Thiết bị này gồm một hệ thống tách các phần tử, ví dụ như xyclon (thiết bị để tách các hạt cứng có kích thước khác nhau) và máy lọc hơi đốt.

Một số kỹ thuật nhiệt hoá khác như:

- Lò quay với thiết bị trao đổi nhiệt bên trong hoặc nhiệt bên ngoài.
- Hệ thống xử lý nhiệt hoá lồng cố định.
- Hệ thống xử lý nhiệt bằng tia hồng ngoại.

#### c) Kinh nghiệm và khả năng ứng dụng thực tiễn

Phương pháp xử lý bằng nhiệt phù hợp để tách các chất ô nhiễm hữu cơ và cho tất cả các loại đất. Nhiệt độ cần để di dời các chất ô nhiễm phụ thuộc chủ yếu vào dạng chất ô nhiễm. Dầu diesel và xăng có thể được tách ở nhiệt độ khoảng  $300^{\circ}\text{C}$ , các phức xyanua sắt có thể bị phá vỡ ở nhiệt độ khoảng  $450^{\circ}\text{C} - 500^{\circ}\text{C}$ . Phương pháp này cũng có thể tách các hợp chất

halogen hữu cơ từ đất. Tuy nhiên, cần ngăn ngừa để giảm sự phát thải của dioxin ở nhiệt độ cao hơn  $1.000^{\circ}\text{C} - 1.100^{\circ}\text{C}$  sau khi thiêu đốt.

*Kinh nghiệm thực tiễn của phương pháp này đối với việc loại bỏ các kim loại nặng cho thấy cần chú ý tới một số vấn đề sau:*

– Thủy ngân và các hợp chất có chứa thủy ngân có thể bị di chuyển khi làm bay hơi từ đất. Tuy nhiên việc loại bỏ này đôi khi cần nhiệt độ cao, việc lấy đi các phân tử thủy ngân bay hơi và các hợp chất của chúng từ pha khí sau khi ra khỏi lò cần một hệ thống kiểm soát ô nhiễm đặc biệt và khác biệt so với các phân tử bình thường khác, cũng như khi sử dụng phương pháp xử lý nhiệt cho các loại đất bị ô nhiễm bởi chất hữu cơ.

Đối với một số các kim loại nặng và hợp chất kim loại nặng (Hg, As, Cd) có thể bay hơi ở nhiệt độ trên  $800^{\circ}\text{C}$ . Một phần của kim loại ngưng trong pha khí đôi khi bị hấp phụ bởi các vật chất ở pha khí. Tuy nhiên, hầu hết các kim loại này đều thường dừng lại ở pha rắn, không di chuyển trong xỉ do các cơ chế hoá học và vật lý.

Khả năng ứng dụng thực tiễn: Phương pháp nhiệt được áp dụng cho việc làm sạch đất ở quy mô rộng. Tuy nhiên, kinh nghiệm thực tiễn cho thấy phương pháp chủ yếu giới hạn cho các loại đất ô nhiễm các chất hữu cơ không phải là halogen. Chi phí giá thành xử lý phụ thuộc chủ yếu vào loại đất, hàm lượng nước trong đất và đặc điểm của từng loại chất ô nhiễm. Dự tính chi phí khoảng 100 - 150 USD/ tấn đất.

### **3.3. Phương pháp xử lý đất bằng tách chiết/phân cấp cỡ hạt**

#### **a) Nguyên lý**

Việc tách/phân cấp cỡ hạt của các loại đất ô nhiễm là phương pháp xử lý mà các chất ô nhiễm phải được di dời từ đất khi sử dụng các tác nhân tách lỏng.

Quá trình tách bao gồm 3 bước chính:

Trộn kỹ đất ô nhiễm với các tác nhân chiết tách (1)  $\Rightarrow$  tách rời các tác nhân chiết tách ra khỏi các phần tử đất (2)  $\Rightarrow$  và biện pháp xử lý với các tác nhân chiết tách (3). Bước trộn kỹ giúp cho sự di chuyển của các chất ô nhiễm từ đất tới các tác nhân tách lỏng. Về nguyên tắc, có thể phân biệt được 2 cơ chế tách:

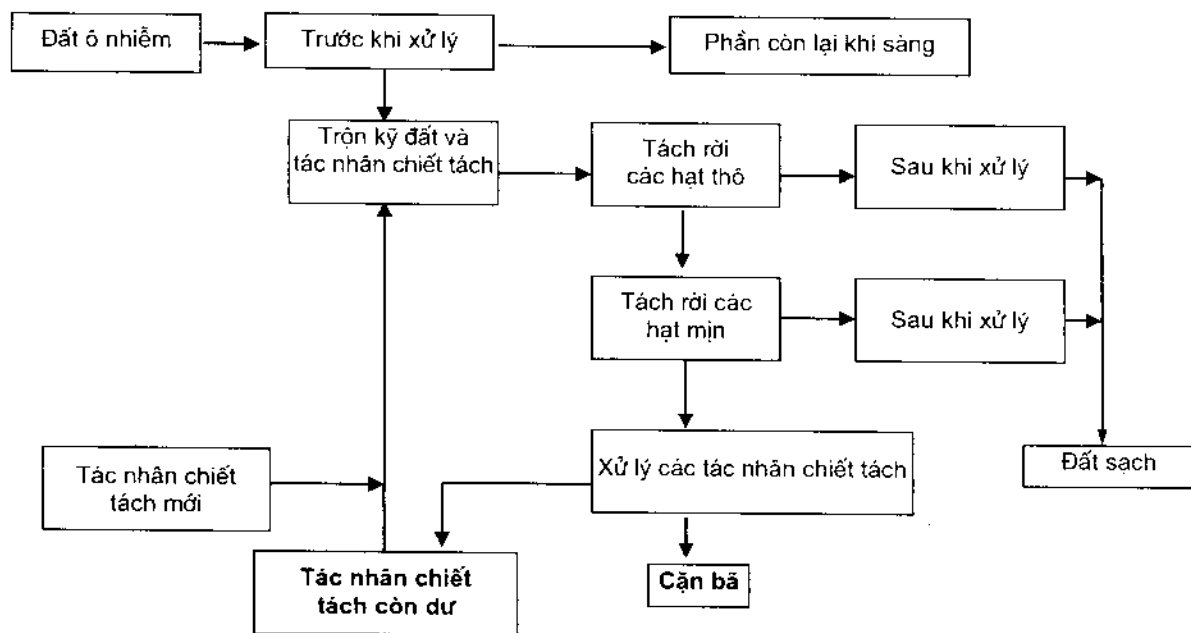
*Cơ chế thứ nhất:* chú trọng đến sự hoà tan các chất ô nhiễm vào các tác nhân chiết tách. Quá trình này có thể được thúc đẩy bằng sự thêm vào các chất hoá học như axit, các chất tẩy, các tác nhân tạo phức và dung dịch NaOH.

*Cơ chế thứ hai:* là sự phân tán các phần tử ô nhiễm vào trong các tác nhân chiết tách. Các hoá chất có thể được sử dụng để thúc đẩy quá trình này là dung dịch NaOH và một số loại chất tẩy khác. Việc sử dụng dung môi hữu cơ như là các tác nhân chiết tách, tuy nhiên, sử dụng các tác nhân tách hữu cơ sẽ phức tạp hơn rất nhiều so với việc sử dụng tác nhân lỏng. Đây là lý do tại sao cho tới nay trong thực tế, hầu hết sử dụng các tác nhân tách là nước. Có một số các kỹ thuật thích hợp để tách các tác nhân có chứa các chất ô nhiễm hoà tan và lơ lửng ra khỏi các phần tử đất sạch. Đối với việc tách có chọn lọc các phần tử đất ô nhiễm từ các phần tử đất không bị ô nhiễm thì việc tách dựa vào sự khác nhau về kích thước, tốc độ lắng, đặc tính về từ tính và đặc tính bề mặt.

Một số lượng lớn các kỹ thuật xử lý hoá học và vật lý là sử dụng các tác nhân chiết tách để làm sạch.

#### **b) Hệ thống xử lý**

Quá trình chung của việc chiết tách/ phân cấp cỡ hạt được mô tả ở hình 8.10.



**Hình 8.10. Quá trình chiết tách/phân cấp đất đã đào**

Đầu tiên, đất cần làm sạch được sàng để di chuyển các phân tử lớn như các mẫu gỗ, di tích còn lại của cây, đá, chất rắn,... Đất trước khi xử lý được trộn kỹ với các tác nhân tách chiết. Mục đích chính của bước này là để chuyển các chất ô nhiễm vào trong pha tách. Sau bước trộn, các phân tử đất sạch và các tác nhân tách chứa các chất ô nhiễm hoà tan và dạng hạt được tách rời riêng. Có một số kỹ thuật xử lý thích hợp cho bước này. Sau đó đất đã tách được rửa sạch bằng nước. Pha chiết tách trong bước tách gồm một số lượng nhỏ các phân tử đất đã tương đối sạch có thể di dời vào bước thứ hai. Cuối cùng, các tác nhân ô nhiễm được làm sạch trong hệ thống thiết bị xử lý nước thải, một phần các phân tử chiết tách này sẽ được sử dụng lại.

Dựa vào sơ đồ các bước trong hình 8.10, một số thay đổi trong quá trình tách/phân cấp cho phép phân biệt giữa 2 nhóm công nghệ hoặc là dựa vào sự phân cấp các phân tử cũng như quá trình rửa. Trong thực tế, người ta thường sử dụng kết hợp cả 2 phương pháp này. Nhóm phương pháp thứ nhất sử dụng việc phân cấp các cỡ hạt để làm sạch đất. Việc phân cấp (*tách có chọn lọc về kích thước*) chú trọng để di dời các phân tử đất lớn, tương đối sạch ra khỏi các phân tử nhỏ ô nhiễm như là các hạt đất mà các chất ô nhiễm bị hấp phụ, hoặc các chất ô nhiễm dạng hạt nhỏ. Các kỹ thuật phân cấp các hạt cần thiết là:

- Hệ thống hydro – xyclon: Việc tách các hạt trong thiết bị này dựa vào lực ly tâm. Phần bùn của các phân tử đất và các phân tử bị ô nhiễm thì được tách riêng đi vào một dòng chảy ở dưới có chứa các phân tử đất lớn hơn và các phân tử đất nhỏ hơn đi vào dòng chảy phía trên. Để hệ thống có thể hoạt động một cách hiệu quả, các xyclon được sắp xếp thành một dãy. Việc tách có chọn lọc hoàn toàn có thể thực hiện được với các phân tử có đường kính lớn hơn 10 – 20µm.

- Hệ thống tách dòng dưới cố định: Hệ thống này được dựa trên sự khác nhau về vận tốc lắng theo trọng lực của các phân tử đất ô nhiễm nhỏ và các phân tử đất sạch. Phần bùn của các hạt đất sạch và các phân tử đất ô nhiễm sẽ được cho vào dòng chảy ngược lại của một cột đứng. Vận tốc nhân tạo của các tác nhân trong cột được lựa chọn theo phép lắng các hạt đất lớn và sự di chuyển chúng khỏi đáy của thiết bị. Các tác nhân tách và các phân tử ô nhiễm được tách ra theo cổ thiết bị. Với hệ thống này, có thể tách các hạt có kích thước lớn hơn 50µm.



Hệ thống tách theo trọng lực xuất phát từ ngành công nghiệp khai khoáng. Một số các kỹ thuật tách các hạt được sử dụng trong ngành công nghiệp khai khoáng để thu hồi và nâng cấp các quặng. Một số các kỹ thuật này phù hợp để ứng dụng trong kỹ thuật làm sạch đất. Có thể đề cập tới các kỹ thuật sau: kỹ thuật lắng; kỹ thuật bồn rung; kỹ thuật tách xoáy ốc Humphrey và kỹ thuật tách khung nghiêng.

– Kỹ thuật nổi: Trong nhiều trường hợp, các chất ô nhiễm được hấp phụ ở bề mặt các phần tử đất nhỏ, ví dụ như đất sét hoặc ở dưới dạng hạt. Bằng sự thêm vào các chất hoá học đặc biệt, người ta có thể tạo ra bề mặt không ưa nước cho các phần tử ô nhiễm. Sự sục khí vào bùn dẫn tới việc gắn các bong bóng khí vào các phần tử không ưa nước, kết quả là tạo nên sự nổi có chọn lọc của các chất ô nhiễm. Đối lập với kỹ thuật tách dựa vào trọng lực, phương pháp này tạo ra khả năng tách các hạt chất ô nhiễm hoặc không ô nhiễm có cùng kích thước và nồng độ nhưng có đặc tính bề mặt khác nhau.

Nhóm phương pháp thứ hai của quá trình chiết tách/phân cấp là dựa vào việc rửa các chất ô nhiễm ra khỏi các phần tử đất hoặc trong các phần tử ô nhiễm hoà tan hoàn toàn. Quá trình rửa tập trung vào việc di dời các kim loại nặng và các hợp chất chứa kim loại nặng từ đất. Quá trình rửa của kim loại nặng có thể được tiến hành với một số loại tác nhân rửa như:

- + Các axit vô cơ:  $\text{HCl}$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  với  $\text{pH} > 2$ .
- + Các axit hữu cơ: A.axetic, A.lactic và A.xitric.
- + Các tác nhân tạo phức: EDTA, NTA.
- + Sự kết hợp của các axit hữu cơ, các tác nhân tạo phức và axit vô cơ.

Khi rửa với axit cần có độ pH thấp để rửa có hiệu quả các kim loại nặng. Điều này đòi hỏi phải có các chất liệu đặc biệt để tránh việc ăn mòn các thiết bị. Việc giải phóng từ từ nhôm trong đất cần phải được xem như quá trình không mong muốn. Cần nhận thấy, quá trình rửa cũng có thể dùng để rửa một lượng lớn, do vậy đòi hỏi thời gian xử lý lâu hơn ở các điều kiện ôn hoà và không làm tăng đáng kể chi phí xử lý.

Việc tách với các tác nhân tạo phức không nhất thiết đòi hỏi pH thấp. Tuy nhiên đã có kết quả cho thấy, việc tách Pb với EDTA được tăng cường ở pH thấp. Điều này bất lợi khi sử dụng tác nhân tạo phức có giá thành tương đối cao.

Đối với việc làm sạch lại các tác nhân cần có một khối lượng lớn các hệ thống xử lý hoá học và vật lý. Trong các phương pháp này có thể kể đến là các quá trình trung hoà, kết tủa, keo tụ, tuyển nổi, hấp phụ cacbon hoạt tính, trao đổi ion và phản ứng khử. Quá trình làm sạch trong từng trường hợp phụ thuộc vào rất nhiều yếu tố như tỷ lệ % các cấp hạt và các hợp chất hữu cơ trong đất, bản chất và nồng độ của các chất ô nhiễm và thành phần của các tác nhân tách chiết.

Các cặn thu được từ việc xử lý các tác nhân tách có thể được tách nước nhờ sử dụng máy ly tâm, ép lọc hoặc sàng. Số lượng cặn thu được trong quá trình xử lý dựa trên việc chiết tách và phân loại là một yếu tố quan trọng. Cặn này bao gồm chủ yếu là phần tử đất. Các hợp chất ô nhiễm trong phần chiết này tương đối nhỏ, tuy nhiên nồng độ chung của các chất ô nhiễm thì cao và các chất cặn này cần được coi là chất thải nguy hiểm. Do đó, các bước xử lý tiếp theo sử dụng phương pháp nhiệt hoá hoặc phương pháp loại bỏ ở các khu vực này là rất quan trọng.

### ***c) Kinh nghiệm và khả năng ứng dụng thực tiễn***

Quá trình chiết tách/phân cấp các loại đất đào là quá trình làm sạch thích hợp trước hết là xử lý các loại đất cát tinh khiết và các loại đất cát với hàm lượng chất hữu cơ nhỏ hơn 10 – 20%. Các phần tử sét nhỏ và phần tử mùn hầu hết là tập trung trong các phần bùn lắng đọng

nên không chấp nhận hàm lượng lớn các phần tử này. Một số thay đổi để áp dụng cho sét giống như đất, tuy nhiên những thay đổi này đang ở giai đoạn phát triển.

Khi di dời các chất ô nhiễm thì có thể di dời cả các phần tử hữu cơ cũng như các kim loại nặng. Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm có thể được hấp phụ hay hấp thụ vào các hạt đất, hoặc có mặt như ở dạng hạt thì không có giới hạn. Việc thay đổi quá trình và các điều kiện của quá trình mà có thể áp dụng được hay không phụ thuộc vào loại đất ô nhiễm. Vì trong thực tế, đối với mỗi loại đất ô nhiễm cần có một quá trình xử lý khác nhau.

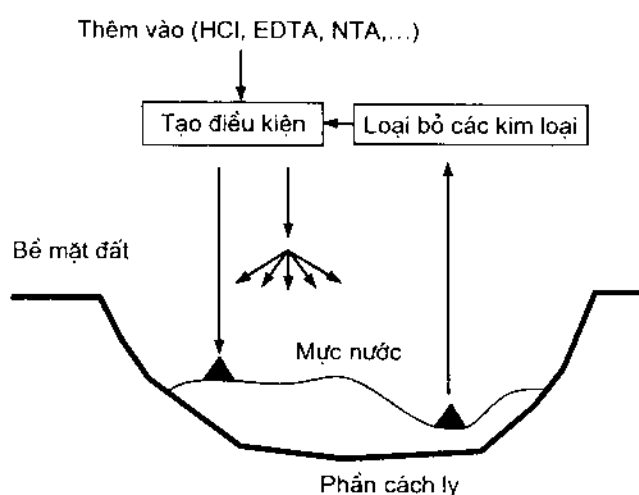
Kinh nghiệm cho thấy việc tách/phân cấp đất ô nhiễm đã được áp dụng rất nhiều trong thực tế. Các thực nghiệm cho thấy là hoàn toàn thích hợp nếu có một số thay đổi để tách tất cả các loại ô nhiễm. Tuy nhiên như đã trình bày ở trên, việc thực nghiệm này chỉ áp dụng cho đất cát và các loại đất chứa ít sét và các phần mùn. Chi phí của phương pháp này phụ thuộc rất lớn vào các loại đất ô nhiễm, ước tính khoảng 50 - 150 USD/1 tấn đất.

### 3.4. Rửa đất ô nhiễm ở điều kiện tự nhiên

#### a) Nguyên lý

Sơ đồ xử lý trong tự nhiên được thể hiện ở hình 8.11. Quá trình xử lý bao gồm sự thấm lọc các tác nhân chiết dạng lỏng vào vùng đất ô nhiễm. Quá trình thấm lọc này có thể đạt được bởi cho chất chiết vào đất theo bề mặt các kênh dẫn nước hoặc các giếng hoặc kết hợp các khả năng đó.

Chất chiết thấm lọc thấm qua đất và các hợp chất hoà tan trong đất sẽ hoà tan trong quá trình này. Dung dịch thấm qua cuối cùng được bơm vào 1 hệ thống xử lý nước để loại bỏ chất ô nhiễm (Nguyên lý bơm - xử lý). Dung dịch được sử dụng lại như là tác nhân chiết sau khi thu hồi và xử lý lại. Quá trình này liên tục cho đến khi nồng độ các chất ô nhiễm dư thừa trong đất thoả mãn giới hạn tiêu chuẩn đã đưa ra.



Hình 8.11. Rửa đất ô nhiễm ở điều kiện tự nhiên

#### b) Hệ thống xử lý

– Các thông số của quá trình: Liên quan đến khả năng ứng dụng của phương pháp rửa đất ngoài tự nhiên, các khía cạnh sau cần lưu ý:

- + Các tính chất nước của vùng ô nhiễm.
- + Sự xáo trộn về mặt cơ học của vùng đất ô nhiễm.
- + Nguồn gốc của sự ô nhiễm.
- + Các tính chất về khả năng hoà tan của các chất ô nhiễm.
- + Xử lý đất với sự hiện diện của tác nhân chiết.
- + Điều kiện của vùng với việc sử dụng các tác nhân chiết.

– Liên quan tới các tính chất nước của vùng bị ô nhiễm, tính thấm cao của phẫu diện đất là

rất quan trọng. Điều này có nghĩa là, chỉ có các vùng đất cát là thích hợp cho việc xử lý ở điều kiện tự nhiên. Sự xuất hiện của tầng sét không có khả năng thấm cũng có thể thực hiện được nhưng đòi hỏi các dụng cụ và thiết bị đặc biệt để đạt được mức thấm lọc và sự thấm qua thích hợp của tác nhân chiết. Một điều quan trọng là cần bảo đảm tác nhân chiết phải thấm qua toàn bộ đất nơi mà chất ô nhiễm có thể xuất hiện.

Một vùng ô nhiễm có thể xử lý tốt nhất khi tác nhân chiết đi theo con đường mà các chất ô nhiễm đã di vào đất. Sự xáo trộn đất về mặt cơ học của tầng mặt ở vùng đất bị ô nhiễm có thể phát tán chất ô nhiễm tới các vị trí mà tác nhân chiết khó có thể thấm qua, ví dụ do sự xáo trộn làm thay đổi đường đi của chất ô nhiễm vào đất.

– Nguồn gốc của chất ô nhiễm cũng chi phối rất nhiều đến khả năng làm sạch đất. Khả năng thành công trong việc xử lý chiết tách ngoài tự nhiên sẽ cao nếu các chất ô nhiễm được hoà tan trong nước. Tuy nhiên, nếu các chất ô nhiễm có nguồn gốc tồn tại dạng bền vững ở dạng các cấp hạt, các hợp chất bao gồm cả kim loại và vùng ô nhiễm bị xáo trộn mạnh bởi các tác động cơ học, thì khả năng thành công sẽ không cao.

– Rửa đất ngoài tự nhiên có thể thực hiện nếu khả năng hoà tan của chất ô nhiễm trong tác nhân chiết đủ cao. Trong trường hợp đất bị ô nhiễm do dòng nước thải có chứa kim loại nặng, các liên kết bền vững giữa các kim loại với các cấp hạt đất sẽ xảy ra do có sự cân bằng nồng độ của các kim loại nặng trong dung dịch giữa các cấp hạt đất thấp. Để làm tăng nồng độ các kim loại nặng trong nước thì cần thêm vào các chất hoá học (*chất tạo điều kiện thích hợp cho các tác nhân chiết*).

Điều kiện thích hợp có thể được đáp ứng bằng việc sử dụng các chất sau:

+ Các axit vô cơ ( $\text{HCl}$ ,  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HNO}_3$ ).

+  $\text{NaOH}$  (*thích hợp với các hợp chất lưỡng tính, tuy nhiên chất mùn đất cũng có thể bị hoà tan*).

+ Các chất tạo phức như là axit xitric, muối nitrilotriaxetat (NTA), và axit vô cơ chứa clo ở nồng độ cao.

+ Kết hợp các axit và các chất tạo phức.

+ Các chất oxy hoá và khử.

+ Các chất sau khi ngấm qua đất được bơm ra khỏi đất và phải được xử lý.

*Bước đầu tiên* là loại bỏ các kim loại nặng trong đó. Có rất nhiều kỹ thuật được ứng dụng cho việc loại bỏ các kim loại nặng như:

– Kết tủa bằng cách tăng pH với  $\text{NaOH}$  hoặc Natri sunphit.

– Đông tụ keo, kết keo lắng đọng.

– Máy siêu lọc và vi lọc.

– Sự thẩm thấu ngược.

– Điện phân và thẩm tích bằng điện cực.

– Trao đổi ion.

– Xử lý bằng quá trình sinh học.

Đôi khi kết hợp các kỹ thuật cũng cần thiết, như sự kết tủa kết hợp với việc đông tụ dạng keo và quá trình cơ học loại nước.

*Bước thứ 2*, các chất chiết được tái tạo và sử dụng lại. Ví dụ việc thêm vào các chất hoá học thích hợp để điều chỉnh nồng độ hoặc pH.

### c) Kinh nghiệm và khả năng ứng dụng thực tiễn

Phương pháp rửa đất ở ngoài tự nhiên đã được ứng dụng rộng rãi, tuy nhiên chủ yếu dùng để loại bỏ các chất ô nhiễm hữu cơ. Rửa đất ngoài tự nhiên để loại bỏ các kim loại nặng đã được ứng dụng thành công ở Hà Lan để làm sạch vùng đất cát ( $30.000\text{m}^2$ ) bị ô nhiễm Cd. Trong trường hợp này, axit HCl được sử dụng là chất tạo điều kiện thích hợp cho chất chiết lỏng. pH của chất chiết khoảng 3,5. Mặc dù nồng độ trung bình của Cd trong đất ô nhiễm là gần  $10\text{mg/kg}$  đất, quá trình loại bỏ gần như hoàn toàn. Ước tính gần 90% mẫu đất có nồng độ  $\text{Cd} \leq 1\text{mg/kg}$  đất sau thời gian xử lý 1 năm. Theo ước tính của Urling (1990) thì chi phí cho việc xử lý khoảng 100USD/1 tấn đất và có thể thấp hơn chi phí đối với đất mẫu (đào ra khỏi nền đất trong tự nhiên) và xử lý bằng phương pháp tách chiết/tách có chọn lựa kích thước các cấp hạt.

### 3.5. Sử dụng hệ thống điện cực trong xử lý đất

#### a) Nguyên lý

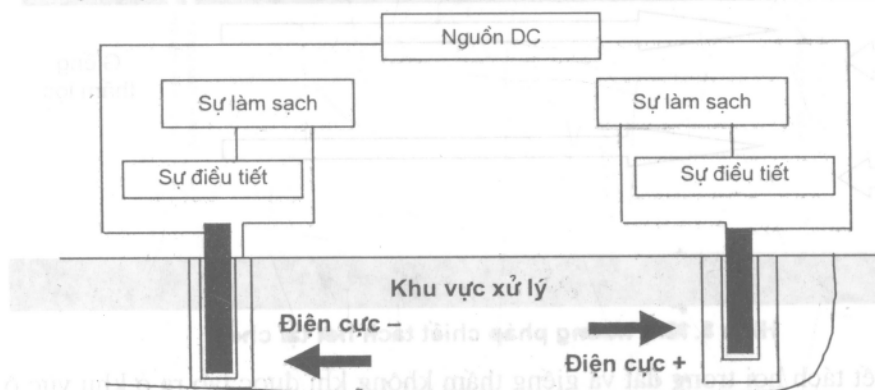
Đây là phương pháp làm sạch đất dựa trên cơ sở quá trình điện động học xảy ra khi dòng điện được tạo ra giữa một cực dương và một cực âm được đặt trong đất. Sự di chuyển của độ ẩm và nước ngầm sẽ kéo theo sự di chuyển các ion và các cấp hạt nhỏ mang điện. Có 3 hiện tượng di chuyển:

- Sự điện thẩm thấu: Sự di chuyển trong dung dịch đất, bao gồm cả các loại chất ô nhiễm, giữa các điện cực.
- Sự di chuyển theo dòng điện: Sự di chuyển của cấp hạt mang điện trong dung dịch đất như là các chất keo, các cấp hạt sét nhỏ.
- Sự điện phân: Sự di chuyển các ion và các phức hợp ion xuất hiện trong dung dịch đất.

Lageman (1990) cho rằng, cần lưu ý sự di chuyển của các cấp hạt mang điện và các ion không cần thiết phải theo cùng một con đường trực tiếp như dòng thẩm thấu.

#### b) Hệ thống xử lý

Việc thiết lập một hệ thống điện động học được đưa ra ở hình 8.12, bao gồm các điện cực âm và điện cực dương đặt theo lưới trong đất. Mỗi điện cực có hệ thống được bao bọc mà trong đó có chứa cả giải pháp làm sạch dung dịch điện ly. Mục đích của giải pháp là cố định các chất ô nhiễm lại và ngăn chặn sự kết tủa không mong muốn và duy trì sự hoạt động các điện cực. Tất cả các hệ thống bao bọc cũng như xác điện phải liên kết với nhau để tạo thành vòng khép kín thì việc xử lý mới thực hiện được. Phương pháp hệ thống điện cực trong xử lý đất có thể ứng dụng cho cả những đất ở điều kiện tự nhiên hoặc đất mẫu tại các vùng lắng đọng đặc biệt. Thời gian xử lý thay đổi từ một vài tuần đến một vài tháng.



Hình 8.12. Hệ thống điện cực xử lý đất

### c) Kinh nghiệm và khả năng ứng dụng thực tiễn

Phương pháp này có thể ứng dụng để loại bỏ các ion ô nhiễm hoặc các cấp hạt nhỏ mang điện từ đất. Đặc biệt thích hợp với việc loại bỏ các kim loại nặng trong đất. Cũng nên lưu ý rằng, kỹ thuật này không chỉ loại bỏ các ion kim loại tồn tại ở dạng hoà tan trong dung dịch, mà cả các loại ion khác. Do việc lấy đi các kim loại, nồng độ các ion trong đất giảm. Bên cạnh đó, các kim loại bị hấp phụ bởi các cấp hạt đất hoặc ở dạng oxit, hydroxit, hoặc muối cacbonat nằm trong dung dịch cũng bị loại bỏ. Các chất ô nhiễm không phải ion hoà tan trong dung dịch đất cũng bị loại bỏ và di chuyển bởi quá trình điện thẩm tích. Một vấn đề khó khi xử lý (ví dụ đất khô) có thể giữ lại lượng lớn các kim loại gây ô nhiễm đất. Các điểm khó xử lý này có thể làm nhiều dòng điện trong vùng đất xử lý.

Phương pháp này có thể sử dụng hiệu quả cho việc loại bỏ ngoài tự nhiên đối với đất có thành phần cơ giới nặng.

Phương pháp này đã thu được thành công trong việc loại bỏ các kim loại nặng từ đất sét. Theo ước tính của Alshawabkeh và Acar (1992) thì chi phí cho phương pháp này thấp hơn một số phương pháp xử lý đất ngoài tự nhiên khác, dao động trong khoảng 10 – 15 USD/tấn đất.

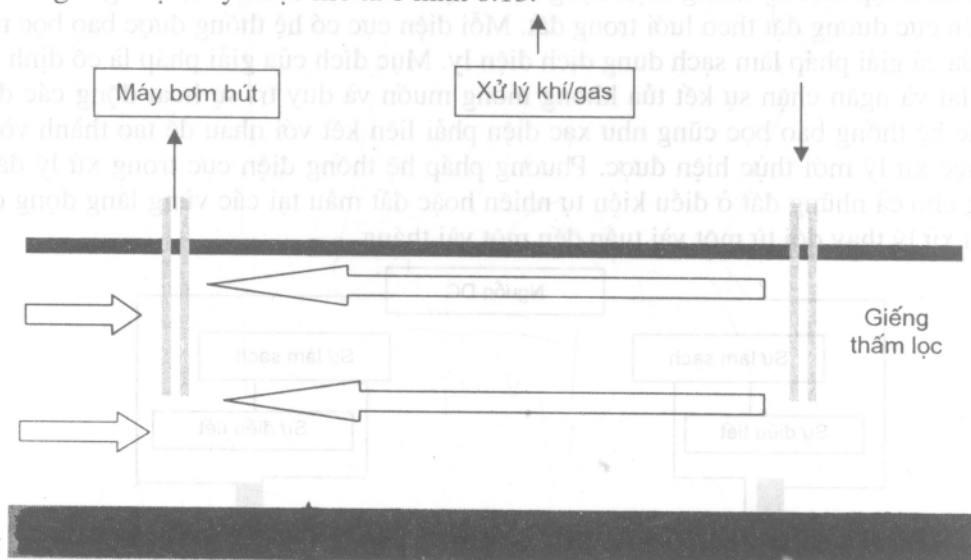
### 3.6. Quá trình chiết tách hơi tại chỗ

#### a) Nguyên lý

Việc tách bằng phương pháp làm bay hơi trong đất dựa trên khả năng bay hơi của các chất ô nhiễm. Pha khí giữa các phân tử đất trong khu vực ô nhiễm là pha cân bằng với các chất ô nhiễm được hấp phụ trong các phân tử đất. Số lượng của các chất ô nhiễm ở pha khí giữa các phân tử đất thường rất phong phú, đa dạng với khả năng bốc hơi tương đối cao. Việc rửa bằng tia nước khu vực ô nhiễm, sử dụng sự liên kết chiết tách chân không của pha khí và sự thấm lọc khí làm tăng khả năng tách các chất ô nhiễm bay hơi từ các khu vực ô nhiễm.

#### b) Hệ thống thiết bị xử lý

Hệ thống thiết bị xử lý được mô tả ở hình 8.13.



Hình 8.13. Phương pháp chiết tách hơi tại chỗ

Hệ thống chiết tách hơi trong đất và giếng thăm không khí được tạo ra ở khu vực ô nhiễm. Các giếng chiết tách hơi được nối với hệ thống xử lý bay hơi mà ở đó có thể tách các chất ô

nhiễm. Quá trình này có thể thực hiện được bằng sự hấp thụ cacbon hoạt tính hoặc đốt xúc tác. Sự thẩm lọc không khí trong đất có thể đạt được bởi gradien áp suất âm ở các loại đất không bão hoà. Sự xâm nhập mạnh của không khí vào vùng đã bão hoà cũng làm tăng quá trình khử các chất ô nhiễm từ lớp đất thêm vào.

Phương pháp này được phát triển đặc biệt cho việc xử lý tại chỗ đất ô nhiễm bởi các chất ô nhiễm bay hơi. Có một số sự thay đổi trong hệ thống xử lý này, nhưng việc lựa chọn sự thay đổi cần thiết nào phụ thuộc rất nhiều vào loại đất, cấu trúc đất cũng như dạng và nồng độ của các chất ô nhiễm. Khả năng thay đổi về không gian của các thông số này cũng là một nhân tố quan trọng.

Một số thay đổi tương đối đặc biệt là việc khử hơi nước. Quá trình làm sạch này tương đồng với việc chiết tách không khí bay hơi ngoại trừ các dòng nước nóng được thâm nhập vào đất thay vì không khí. Nhiệt độ cao hơn thì tỷ lệ tách các chất ô nhiễm cao hơn so với tách khí. Ngoài ra, việc tách các chất ô nhiễm với khả năng bay hơi tương đối thấp với nhiệt độ xung quanh là hoàn toàn có thể tiến hành.

### ***c) Kinh nghiệm và khả năng ứng dụng thực tiễn***

Việc chiết tách bằng phương pháp bay hơi thích hợp cho việc xử lý tại chỗ của đất ô nhiễm các hợp chất bay hơi như: Tricloroetylen, pecloroetylen, toluen, benzen và rất nhiều các dung môi hữu cơ khác. Người ta có thể tách các hợp chất thuỷ ngân hữu cơ bay hơi và asen. Tuy nhiên kỹ thuật này đã không được nghiên cứu kỹ và chỉ phù hợp với các loại đất có khả năng thấm cao. Tính thấm của các đất sét giống như sét và nhìn chung là quá thấp để có thể tách một cách hiệu quả các chất ô nhiễm.

Kinh nghiệm thực tiễn cho thấy, phương pháp tách tại chỗ bằng cách làm bay hơi được sử dụng trong thực tế tương đối phổ biến với việc di dời các nhóm chất khác nhau là tricloroetylen, pecloroetylen, toluen, benzen và xăng. Việc tách bằng cách làm bay hơi trong một số trường hợp là sự kết hợp với hai hệ thống xử lý: tách tại chỗ với pha nước và sự phục hồi sinh học tại chỗ. Quá trình thâm nhập của không khí dẫn đến việc vận chuyển đi kèm một lượng oxy, làm tăng hiệu quả phân huỷ sinh học. Việc sử dụng các tác nhân chiết tách nước cũng tách các hợp chất có thể không bay hơi, không bị phân huỷ sinh học. Chi phí của phương pháp này thấp hơn phương pháp nhiệt hoá hoặc xử lý tách sau khi đào đất.

## **4. Giải pháp khắc phục và đề xuất ngưỡng dioxin trong đất Việt Nam**

### ***4.1. Giải pháp khắc phục***

Theo Tổ chức Y tế Thế giới, 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 hằng 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:

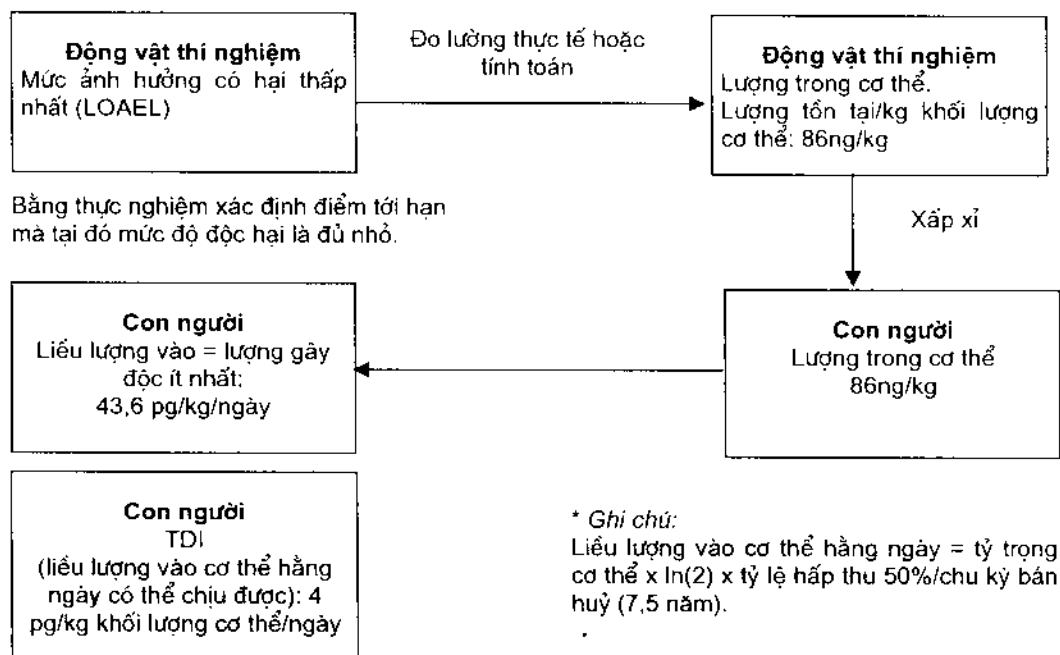
#### ***a) Xác định tính độc***

- 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 và đánh giá sự phơi nhiễm (hình 8.14).



**Hình 8.14. Sơ đồ mô phỏng việc thiết lập thông số 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 bảng 8.7.

**Bảng 8.7. 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                                 | 10pg TEQ/kg khối lượng cơ thể/ngày                                                   |
| Ủy ban thường trực Châu Âu               | 14 pg TEQ/kg khối lượng cơ thể/tuần; chuyển đổi: 2 pg TEQ/kg khối lượng cơ thể/ngày. |
| Canada                                   | 4 pg TEQ/ kg khối lượng cơ thể/ngày                                                  |
| Những nước Nordic                        | 1 pg TEQ/ kg khối lượng cơ thể/ngày                                                  |
| Cục bảo vệ MT Hoa Kỳ (US EPA)            | 0,001 pg TEQ/ kg khối lượng cơ thể/ngày                                              |
| Tổ chức nông lương của LHQ (FAO)         | 70 pg TEQ/ kg khối lượng cơ thể/ngày                                                 |

#### 4.2. Đề xuất tiêu chuẩn dioxin trong môi trường đất ở Việt Nam

##### a) 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 8.8.

**Bảng 8.8. Tóm tắt tiêu chuẩn dioxin của một số nước**

| Quốc gia                                                           | Tiêu chuẩn đất dân cư                                              | Chú giải                                                                                                                                     |
|--------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| New Zealand                                                        | 1.500ng 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                                                      | 1.000ng I-TEQ/kg                                                   | Là "giá trị hành động" được nêu trong Pháp lệnh bảo vệ đất và các khu vực ô nhiễm.                                                           |
| Nhật Bản                                                           | 1.000ng I-TEQ/kg                                                   | Tiêu chuẩn chất lượng môi trường dưới Luật liên quan tới biện pháp đặc biệt chống lại dioxin.                                                |
| Canada                                                             | 4ng 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 (U.S. EPA)                                | 1.000ng I-TEQ/kg                                                   | Mức độ ngăn ngừa đối với 2,3,7,8-TCDD (US EPA R6, 2001).                                                                                     |
| Vùng 6 thuộc Cục BVMT Mỹ                                           | 39ng I-TEQ/kg                                                      |                                                                                                                                              |
| Vùng 9 thuộc Cục BVMT Mỹ                                           | 39ng 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 MT Bang Michigan                         | 90ng 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 | < 50ng I-TEQ/kg<br>> 50 – < 1.000ng I-TEQ/kg<br>≥ 1.000ng I-TEQ/kg | Mức cần ngăn ngừa.<br>Mức cần đánh giá.<br>Mức cần hành động.<br>(ATDR, 1998).                                                               |

### ***b) Đề xuất ngưỡng dioxin trong môi trường đất của 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 Tiến 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 < 50ng TEQ/kg và mức = 50ng 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 < 1.000ng 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 50ppb tới gần 1ppb 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 hằng ngày, hằng tháng, hằng năm hay cả cuộc đời).

**Mức 3:** Mức giới hạn hàm lượng dioxin  $\geq 1.000\text{ng TEQ/kg}$ , 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.

Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) và Chương trình Quốc tế về nguồn an toàn hoá 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 50ppt (0,05ppb) TCDD, tương đồng với 50ppt (0,05ppb) TEQ phơi nhiễm từ đất. Lượng hoá 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).

### **4.3. 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 huỷ nhiệt bằng lò đốt có nhiệt độ lớn hơn  $1.200^{\circ}\text{C}$ , sử dụng các tác nhân hoá học để phân huỷ, declo hoá và oxy hoá với sự có mặt của các chất xúc tác, phân huỷ 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 hoá.

- Phương pháp hoá học.
- Phương pháp sinh học.
- Phương pháp cô lập.

#### **a) Phương pháp quang hoá**

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 hoá. 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 huỷ dioxin trong đất cho thấy:

+ Dưới tác động của ánh sáng Mặt Trời đã xảy ra quá trình quang phân huỷ 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 huỷ có hiệu quả trên lớp đất mặt. Năng lượng bức xạ bị giảm nhanh qua lớp bề mặt và không còn khả năng quang hoá ở lớp đất sâu.

#### **b) Phương pháp hoá học**

Có thể sử dụng các tác nhân hoá học khác nhau để phân huỷ dioxin: thuỷ phân bằng các chất kiềm như natri polyetylenglycolat; declo hoá và oxy hoá dùng để phân huỷ dioxin.

### *Phản ứng declo hoá (khử clo):*

Quá trình declo hoá 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 hoá không chỉ phụ thuộc vào lượng tác nhân hydro hoá và xúc tác mà còn phụ thuộc vào thời gian phản ứng. Hiệu suất declo hoá cao nhất thu được là 94%.

### *Phản ứng oxy hoá:*

Quá trình oxy hoá dioxin được tiến hành với việc sử dụng các tác nhân oxy hoá như Bicromat, Permangat, Hydroperoxyt, Ozon,....

Từ kết quả nghiên cứu thực tế cho thấy, để tăng cường hiệu quả phân huỷ dioxin, cần thực hiện quá trình kết hợp phản ứng declo hoá rồi tiếp nối là phản ứng oxy hoá với sự tham gia của các chất xúc tác thích hợp.

Kết quả nghiên cứu trong phòng thí nghiệm cho thấy, hiệu quả phân huỷ 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 hoá học bao gồm các quá trình declo hoá rồi oxy hoá là một giải pháp khả thi để phân huỷ 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 hoá học.

## **c) 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 huỷ các chất ô nhiễm.

Việt Nam đã triển khai nghiên cứu thử nghiệm việc phân huỷ 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 huỷ chất độc. Kết quả bước đầu cho thấy, vi sinh vật có khả năng phân huỷ 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.

Ngoài các kết quả nghiên cứu về việc sử dụng vi sinh vật 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 8.9, nồng độ 2,4-D ban đầu trong dịch nuôi là 250mg/l.

**Bảng 8.9. 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 hoá |       |
|-----|-------|------------------------------------------------|------------------------------------|-------|
|     |       |                                                | 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 hoá 2,4-D với hiệu suất > 70%. Các chủng này được chọn ra để xác định các đặc điểm sinh lý, sinh hoá cần thiết cho việc định loại.

#### **d) 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 da 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 huỷ 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.

### **5. Công nghệ xử lý đất ô nhiễm bằng các tác nhân sinh học**

#### **5.1. Nguyên lý chung của phương pháp sinh học**

Các biện pháp vật lý và hoá học như tách chiết, rửa, xử lý nhiệt, xử lý bằng hoá chất,... chỉ thích hợp với những chất nguy hại có mức độ độc hại cao, tại những "điểm nóng" như các kho HCBTV, kho thuốc diệt cỏ tồn đọng từ hồi chiến tranh, còn đối với đất bị ô nhiễm ở diện rộng như dư lượng HCBTV do nông dân dùng trong nông nghiệp, sự cố tràn dầu, chất diệt cỏ do quân đội Mỹ rải trong chiến tranh,... thì các biện pháp kể trên vừa ít hiệu quả, vừa tốn kém. Do vậy, biện pháp hợp lý và khả thi nhất là biện pháp sinh học. Để làm sáng tỏ vấn đề này, một số thuật ngữ sau cần thiết phải làm sáng tỏ:

*Phục hồi sinh học* (Bioremediation) là thuật ngữ chỉ việc sử dụng hệ thống sinh học mà chủ yếu là các VSV tự nhiên hoặc các VSV đã chọn lọc để xúc tác cho các phản ứng phân huỷ hoặc biến đổi các chất độc hại nhằm làm sạch, đưa môi trường trở lại trạng thái ban đầu hoặc chuyển hoá chúng thành chất ít độc hại hơn, hoặc làm giảm hàm lượng của chúng đến mức an toàn. Ngày nay kỹ thuật phục hồi sinh học đã được sử dụng rộng rãi, tuy nhiên, không có một phương thức chung cho tất cả các trường hợp cần xử lý, mà phụ thuộc vào loại chất độc, loại đất, địa điểm.... Trong mỗi trường hợp cần phải điều tra, phân tích rồi mới đưa ra giải pháp thích hợp. Có 2 giải pháp được quan tâm nhất là *kích thích sinh học* (Biostimulation) và *tăng cường sinh học* (Bioaugmentation).

#### **a) Kích thích sinh học**

Khi sự phân huỷ tự nhiên trong đất diễn ra chậm thì phải kích thích để làm tăng số lượng của các VSV bản địa, tức là các VSV có sẵn trong đất có khả năng phân huỷ các chất độc, tạo điều kiện thuận lợi cho chúng sinh trưởng tối đa, bằng cách tưới vào đất các chất dinh dưỡng khoáng, tạo pH, nhiệt độ, độ thoáng khí,... thích hợp. Các chất dinh dưỡng thường được cung cấp dưới dạng phân bón. Đa số VSV phân giải chất độc trong điều kiện hiếu khí. Nồng độ hydrocacbon cần phân giải càng cao thì nhu cầu oxy càng lớn, trong khi oxy khuếch tán trong đất lại rất kém, do vậy cần xới đất, hoặc nếu cần thiết có thể phun thêm dung dịch  $H_2O_2$  loãng (100ppm). Trong một số trường hợp cần kết hợp giữa kỵ khí và hiếu khí. Ví dụ: để phân huỷ PCB (Biphenyl polychlorit), chất có khối lượng phân tử cao được dùng trong nhiều loại thuốc trừ sâu chứa gốc clo, rất khó phân huỷ, thì nên xử lý kỵ khí để loại clo, làm chuyển hoá chất có

khối lượng phân tử lớn thành các các chất có khối lượng phân tử nhỏ hơn, sau đó trong điều kiện hiếu khí, các phân tử này mới bị phân huỷ triệt để thành CO<sub>2</sub> và ion clo.

### **b) Tăng cường sinh học**

Khi quần thể các VSV bản địa trong đất không có khả năng phân huỷ các chất độc hại, do không có khả năng tiết các enzym, hoặc các chất trung gian để chuyển hoá, hoặc các chất độc là một hỗn hợp phức tạp gồm nhiều chất, hoặc số lượng các VSV quá ít thì lúc đó người ta cần bổ sung một cách thận trọng vào đất các VSV đã chọn lọc kỹ, đủ mạnh để "viện binh", đặc biệt đối với những chất khó phân huỷ. Ví dụ:

- Rải chế phẩm có "nấm" mục trứng "*Phanerochete*" vào đất để phân huỷ các chất hữu cơ có cấu trúc phức tạp như thuốc trừ sâu (DDT), thuốc nổ (TNT), các chất thơm đa vòng như benzopyren, nhựa (polyetylen),...

- Rải các chế phẩm chứa vi khuẩn *Pseudomonas* và các loại tương tự để phân huỷ TCE (*Trichloethan*) khỏi nước ngầm.

- Rải chế phẩm có chứa vi khuẩn *Burleholderia cepacia* G4 để phân huỷ TCE nhiễm trong đất và nước ngầm. Loại vi khuẩn này có khả năng sinh trưởng nhanh và sử dụng nhiều nguồn cacbon khác nhau, song một số chủng có khả năng gây bệnh cho cây trồng và động vật nên phải chọn chủng an toàn. Ngoài ra người ta còn sử dụng các biện pháp xử lý bằng cây trồng (Phytoremediation) để xử lý kim loại nặng như việc sử dụng cây cải dầu (*Brassica juncea*) hoặc cây họ Đậu để hút kim loại nặng qua bộ rễ.

### **5.2. Các chế phẩm sinh học dùng trong bảo vệ môi trường hoặc gián tiếp ảnh hưởng đến môi trường đất**

- Chế phẩm sinh học (CPSH) là chế phẩm chứa các VSV hữu hiệu, hoặc các enzym có khả năng phân huỷ, hoặc chuyển hoá các chất ô nhiễm ở môi trường sinh thái khác nhau.

- Ưu điểm của CPSH là dễ sử dụng, rẻ tiền, có hiệu quả, thân thiện với môi trường, không bị ô nhiễm môi trường thứ cấp, đặc biệt là phát huy khi ô nhiễm trên diện rộng.

- Các VSV trong chế phẩm có thể ở dạng bào tử, đông khô, dạng bọc polyme hoặc được trộn với chất mang.

Ở Việt Nam có hàng trăm loại CPSH được sản xuất trong nước hoặc nhập ngoại đang có mặt trên thị trường với các mục tiêu sử dụng khác nhau. Các chế phẩm này hoặc trực tiếp xử lý các chất độc hại khỏi đất, hoặc cuối cùng đều có liên quan đến đất.

- + Chế phẩm xử lý rác thải sinh hoạt, điển hình là chế phẩm EMUNI và nhiều phẩm khác, được sử dụng trong các xí nghiệp xử lý rác thải thành phố và các hộ gia đình nông thôn, nơi có nhiều phế phụ phẩm nông nghiệp sau thu hoạch.

- + Chế phẩm xử lý phân hầm cầu và phân bắc.

- + Chế phẩm xử lý ô nhiễm môi trường nước ao nuôi trồng thủy sản.

- + Chế phẩm xử lý ô nhiễm tràn dầu.

- + Chế phẩm khử chất độc màu da cam.

Ngoài ra còn có rất nhiều loại CPSH được đưa vào đất như là tác nhân đấu tranh sinh học nhằm diệt sâu và VSV gây bệnh cây trồng.

Những định hướng chiến lược về BVMT của Nhà nước, những ưu việt của CPSH cũng như nhu cầu xã hội là những yếu tố thuận lợi cho việc sử dụng CPSH để xử lý môi trường trong tương lai.

- Các chế phẩm sinh học tốt phải đảm bảo hai điều kiện: tính công hiệu và độ an toàn. Vì vậy, việc lựa chọn các VSV dùng trong CPSH trên theo các tiêu chí:

– Có khả năng sinh ra các enzym phân giải các chất hữu cơ khó phân huỷ (POP) và các chất độc hại trong môi trường.

– Có khả năng sinh trưởng và tồn tại trong môi trường đất, đủ sức cạnh tranh với các VSV khác.

– Không sinh độc tố, không gây hại đến sức khoẻ con người và động vật, cây trồng, kể cả các VSV hữu ích trong đất, nghĩa là không ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái môi trường.

Việc đưa các VSV vào môi trường cũng như vào đất là việc làm cần phải cân nhắc. Do vậy, cần phải được quản lý bởi các văn bản pháp luật.

– Biện pháp xử lý đất theo phương pháp sinh học thường có chi phí thấp hơn so với các phương pháp khác. Quá trình này cần có thời gian xử lý dài hơn. Để tách được các chất ô nhiễm từ các đất ô nhiễm (ví dụ: khi sử dụng thực vật để hút thu chất ô nhiễm), thì cây được trồng ở các khu vực này phải có những điều kiện thuận lợi cho việc hút thu cao nhất bởi các chồi và (hoặc) các phần có thể thu hoạch được. Theo đó, người ta có thể thu được sinh khối và sử dụng các kỹ thuật khác nhau để tách ra từ sinh khối.

– Khi sử dụng phương pháp này cần chú ý đến các vấn đề sau:

+ Lựa chọn loài phù hợp với các điều kiện khí hậu và các loại đất, chất ô nhiễm và các phương pháp dự kiến để xử lý sinh khối.

+ Đánh giá trạng thái ô nhiễm của đất, đặc biệt chú ý tới trạng thái vật lý và hoá học của các chất ô nhiễm trong đất. Cần đặc biệt chú ý tới khả năng để tiêu sinh học, xác định phân kim loại được thực vật hút thu hay những chất được VSV chuyển hoá, sử dụng.

+ Có các biện pháp thích hợp để giảm rủi ro liên quan tới việc phát triển ra diện rộng của sinh khối ô nhiễm vào trong môi trường, có thể đe dọa đời sống của các sinh vật sống trong đất, các loài thực vật và các sản phẩm nông nghiệp.

+ Các biện pháp kỹ thuật để tách các chất ô nhiễm từ các sinh khối của thực vật hút thu hay VSV chuyển hoá ô nhiễm.

### **Khung 8.2. Sử dụng nấm xử lý đất ô nhiễm amiăng**

Các nhà nghiên cứu thuộc Đại học Torino, Italia, đã tìm ra một số loại nấm giúp làm sạch đất bị ô nhiễm amiăng. Thậm chí chúng còn có thể chuyển gen tấn công amiăng cho các VSV khác trong đất.

Các sợi amiăng phát tán trong không khí gây bệnh phổi và ung thư khí quản. Làm sạch đất ô nhiễm quanh các mỏ và nhà máy amiăng đã ngừng hoạt động còn khó hơn nhiều việc dỡ các tấm amiăng ra khỏi các toà nhà. Hiện tại, chưa có cách nào thực sự tốt để làm sạch những địa điểm này.

Các VSV đã được sử dụng để làm sạch dầu tràn và đang được nghiên cứu để làm sạch đất cũng như nước chứa kim loại nặng, độc hại như chì. Dường như amiăng là mục tiêu tiếp theo của chúng. Sợi amiăng độc hại một phần bởi chúng chứa sắt. Sắt có thể dẫn tới việc hình thành những hoà chất phản ứng mạnh được gọi là các gốc tự do. Gốc tự do làm tổn thương ADN và gây ung thư. Nếu loại bỏ sắt, amiăng trở nên ít độc hại hơn rất nhiều.

Thật may là hầu hết các VSV trong đất cần sắt để tạo năng lượng. Vì thế cho nên một số VSV có những cách rất hiệu quả tìm sắt từ môi trường sống của chúng. Những VSV này bắt giữ các nguyên tử sắt từ khoáng chất trong đất và cô đặc bằng cách sử dụng các móc hoá học có tên là siderophores.

Perotto và đồng nghiệp chỉ ra rằng, một số loại nấm hấp thụ sắt từ crocidolite – một trong những dạng amiăng gây ung thư mạnh nhất. Sợi amiăng mất sắt không thể tạo ra các gốc tự do gây ung thư. Những loại nấm hấp thụ sắt tốt nhất là *Fusarium oxysporum* – thủ phạm gây thối rữa thực vật – *Mortierella hyalina* và *Oidiodendron maius*. *Oidiodendron maius* tấn công cây thân gỗ, cây bụi và có thể sống trong môi trường ô nhiễm kim loại nặng.

Nhóm nghiên cứu rất ngạc nhiên khi thấy lượng sắt mà những loại nấm này hấp thụ từ amiăng. Một số loại vẫn hấp thụ sắt sau hơn 7 tuần. Ngoài ra chúng có khả năng buộc các sợi amiăng thành một loại mạng gồm những dải nhỏ, làm cho sợi có ít khả năng thoát vào trong không khí nếu đất ô nhiễm amiăng bị xới lên. Để sử dụng những VSV này làm sạch đất ô nhiễm, cần phải "gieo" một số bào tử nấm vào đất và bổ sung chất dinh dưỡng mà chúng cần cho sinh trưởng.

Nguồn: Minh Sơn – The Nature, 2006

### 5.3. Sử dụng thực vật xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong đất

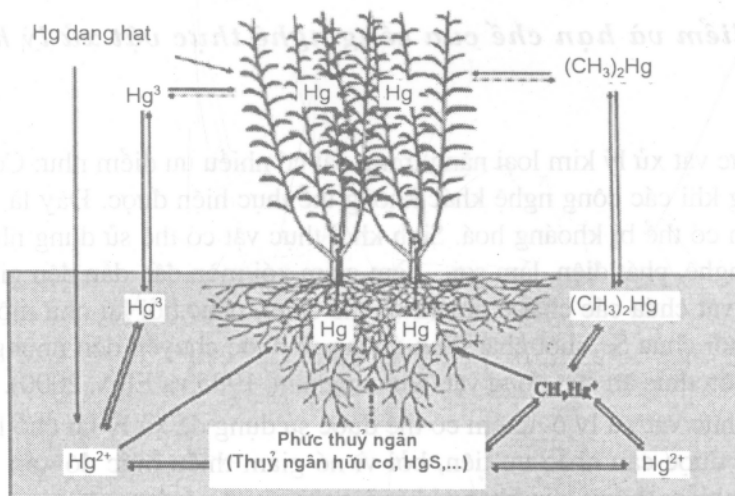
#### a) Cơ chế xử lý ô nhiễm kim loại nặng của thực vật

Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm trong môi trường đất là phương pháp xử lý nguyên vị (in-situ) sử dụng các đặc tính tự nhiên của thực vật để xử lý đất ô nhiễm. Có 3 phương pháp tiếp cận cơ bản để xử lý kim loại nặng trong đất. Đó là:

– Cơ chế chiết tách chất ô nhiễm bằng thực vật (Phytoextraction): Đây là quá trình xử lý chất nguy hại, đặc biệt là kim loại nặng bằng cách sử dụng các loài thực vật hút thu các chất ô nhiễm qua rễ, sau đó chuyển hoá lên các cơ quan khí sinh trên mặt đất. Chất ô nhiễm được tích lũy vào thân cây và lá, sau đó thu hoạch và loại bỏ khỏi môi trường. Cơ chế này được chia thành 2 loại: Loại có tính kế tục (Continuous) và kết hợp (Induced): Cơ chế kế tục là sử dụng thực vật tích lũy các chất ô nhiễm nguy hại với mức cao một cách đặc biệt trong suốt quá trình sống của nó (các loài siêu tích tụ), trong khi đó cơ chế kết hợp là cách tiếp cận nhằm nâng cao khả năng tích lũy chất độc bằng cách bổ sung các chất xúc tác (accelerants) hoặc chất kim hãm (chelators) vào đất. Trong trường hợp chất ô nhiễm là những kim loại nặng, chất tạo phức như EDTA giúp cho kim loại nặng linh động hơn và sau đó dễ hấp thụ hơn như Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn đối với cây cải xanh, cây hướng dương (*Helianthus annuus*).

– Cơ chế cố định chất ô nhiễm bằng thực vật (Phytostabilization): Đây là cơ chế mà các chất ô nhiễm tích lũy ở rễ cây và kết tủa trong đất. Quá trình diễn ra là nhờ chất bài tiết ở rễ thực vật cố định chất ô nhiễm và làm giảm khả năng linh động của các kim loại nặng trong đất. Thực vật được trồng trên các vùng đất bị ô nhiễm cũng có khả năng cố định được đất và tạo độ che phủ mặt đất dẫn đến làm giảm xói mòn đất, ngăn chặn khả năng tiếp xúc trực tiếp giữa chất ô nhiễm và động vật. Phương pháp này được sử dụng rộng rãi ở Pháp và Hà Lan, người ta gieo trồng thực vật có khả năng thoát hơi nước cao như cỏ, cây lách, cây làm thức ăn gia súc và cây sậy để làm giảm dòng chảy của nước ngầm chảy kéo theo các chất ô nhiễm từ chỗ này đến chỗ khác.

– Cơ chế xử lý chất ô nhiễm nhờ quá trình thoát hơi nước ở thực vật (Phytovolatilization) (hình 8.15).

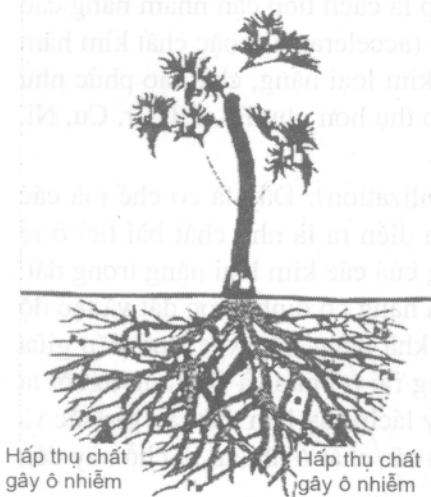


Hình 8.15. Chuyển hoá thủy ngân trong thoát hơi thực vật

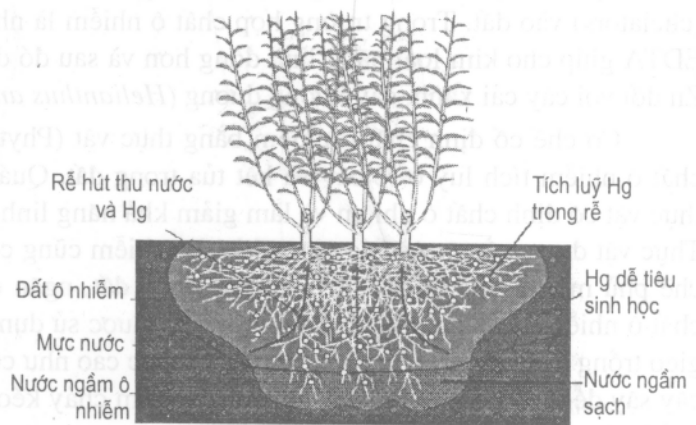
Thực vật có thể loại bỏ chất ô nhiễm nguy hại trong đất thông qua cơ chế thoát hơi nước. Đối với quá trình này, các chất ô nhiễm hoà tan được hấp phụ cùng với nước vào rễ, chuyển

hoá lên lá và bay hơi vào không khí thông qua khí khổng. Điển hình nhất cho phương pháp này là quá trình bay hơi thuỷ ngân (Hg) bằng cách chuyển dạng cơ bản trong cây *Arabidopsis* chuyển gen và cây dương vàng chứa enzym Mer A. Selen (Se) cũng là dạng kim loại đặc biệt được thực vật hấp thụ và bay hơi.

Công nghệ sinh học xử lý đất ô nhiễm gần đây được mở rộng nhờ hoạt động của quần xã vi sinh vật và môi trường đất, nước bị ô nhiễm. Sự tác động tương hỗ giữa phức hợp hoá học, vật lý và vi sinh vật diễn ra trong đất dẫn đến chuyển hoá các chất độc hại thành không độc và đất ô nhiễm được cải tạo. Sự tương tác này đặc biệt diễn ra trong đất ở gần vùng rễ, nơi có nhiều VSV hoạt động được gọi là vùng quyển rễ (*Rhizosphere*). Người ta thấy rằng, vùng quyển rễ chứa số lượng VSV trong 1g đất cao hơn các vùng không có thực vật từ 10 – 100 lần. Thực vật tiết ra từ rễ các hợp chất hữu cơ khác nhau giúp cho quần xã VSV phát triển và xúc tiến việc hút thu các kim loại nặng (hình 8.16, 8.17).



Hình 8.16. Quy trình thực vật lọc các chất



Hình 8.17. Cơ chế thực vật cố định Hg trong đất và nước

### b) Những ưu điểm và hạn chế của công nghệ thực vật xử lý kim loại nặng trong đất

#### – Ưu điểm:

Công nghệ thực vật xử lý kim loại nặng trong đất có nhiều ưu điểm như: Có thể sử dụng trên quy mô rộng, trong khi các công nghệ khác không thể thực hiện được. Đây là giải pháp lâu dài, bởi vì chất ô nhiễm có thể bị khoáng hoá. Sinh khối thực vật có thể sử dụng như là nguyên liệu, nhiên liệu, đồ mỹ nghệ, phát điện, làm sợi,... làm giảm xói mòn đất, dẫn đến giảm ô nhiễm sông hồ. Sinh khối thực vật chứa các chất ô nhiễm có thể chiết, phục hồi lại như một loại tài nguyên. Chẳng hạn, sinh khối chứa Se, một chất dinh dưỡng sẽ được chuyển đến những nơi đất thiếu Se để bổ sung vào nguồn thức ăn cho động vật (Cunningham, 1995 và EPA, 2000).

+ Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm có thể được sử dụng để xử lý tại chỗ hoặc chuyển chỗ. Xử lý tại chỗ luôn được cân nhắc ưu tiên, bởi vì nó giảm thiểu mức độ xáo trộn đất và giảm mức độ phát tán ô nhiễm thông qua không khí và nước.

+ Mặt khác công nghệ xử lý bằng thực vật là công nghệ xanh và thân thiện với môi trường, tạo ra sự thẩm mỹ nên cộng đồng dễ chấp nhận.

+ Công nghệ thực vật không đòi hỏi các dụng cụ đắt tiền, các chuyên gia có trình độ cao

và tương đối dễ thực hiện. Nó có khả năng xử lý thường xuyên ở một vùng rộng lớn với nhiều chất ô nhiễm khác nhau.

+ Ưu điểm lớn nhất của công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm là chi phí thấp so với các công nghệ thông thường. Ví dụ: khi làm sạch 1arce đất cát pha với chất ô nhiễm ở độ sâu 50cm bằng thực vật ước tính khoảng 60.000 – 100.000USD, trong khi xử lý theo phương pháp đào và chuyển chỗ thông thường mất 400.000USD.

Năm 1998, Cục Môi trường Châu Âu (EEA) đánh giá hiệu quả kinh tế của phương pháp xử lý kim loại nặng trong đất bằng phương pháp truyền thống và phương pháp sử dụng thực vật tại 1.400.000 vị trí ô nhiễm ở Tây Âu, kết quả cho thấy, chi phí trung bình của phương pháp truyền thống trên 1ha đất từ 0,27 – 1,6 triệu USD, trong khi phương pháp sử dụng thực vật chi phí thấp hơn từ 10 – 1.000 lần (bảng 8.10).

**Bảng 8.10. So sánh chi phí xử lý kim loại nặng trong đất của các công nghệ khác nhau**

| Loại công nghệ xử lý        | Chi phí (USD/tấn) |
|-----------------------------|-------------------|
| Công nghệ thực vật xử lý    | 25 – 100          |
| Rửa đất                     | 50 – 150          |
| Rửa phun đất (tại chỗ)      | 75 – 210          |
| Cố định/cô đặc (chuyển chỗ) | 75 – 150          |
| Cố định/cô đặc (tại chỗ)    | 111 – 205         |
| Thuỷ tinh hoá (chuyển chỗ)  | 40 – 600          |
| Thuỷ tinh hoá (tại chỗ)     | 300 – 500         |
| Nhiệt giải hấp              | 150 – 500         |
| Xử lý bằng nhiệt            | 200 – 450         |
| Điện phân                   | 50 – 300          |
| Chôn lấp                    | 100 – 500         |

*Nguồn: Glass, 1999*

– Hạn chế:

Bên cạnh nhiều khía cạnh tích cực, công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm cũng còn có một số hạn chế sau:

+ Xử lý chậm hơn phương pháp hoá lý, vì vậy phải mất thời gian dài. Thực vật xử lý một lượng nhỏ chất ô nhiễm qua mỗi mùa trồng, do đó nó có thể mất nhiều thập kỷ mới có thể làm sạch ô nhiễm và chất ô nhiễm vẫn không được xử lý hoàn toàn.

+ Khí hậu và các yếu tố vật lý và hoá học như kết cấu đất, pH, độ mặn, nồng độ chất ô nhiễm và sự hiện diện của các chất độc sẽ ảnh hưởng đến khả năng sinh trưởng, phát triển của các loài siêu tích tụ. Các nhà khoa học cho rằng, chỉ có những vùng đất bị ô nhiễm nhẹ mới sử dụng được phương pháp này, vì hầu hết các loài thực vật không thể sinh trưởng trong điều kiện môi trường ô nhiễm nặng (Cox, 2000).

+ Kim loại nặng trong đất có thể bị kết tủa, kết hợp chặt chẽ vào trong các khoáng chất trong đất, trong các sinh vật đất hoặc trong nền đất (soil matrix). Ở pH cao, kim loại nặng khó có thể tiếp xúc sinh học. Hơn nữa, khả năng tự do của kim loại nặng có thể cũng bị giới hạn bởi động học của quá trình khuếch tán.

+ Chất ô nhiễm hoà tan trong nước có thể thấm ra ngoài vùng rễ và phụ thuộc vào yếu tố ngăn chặn.



+ Thực vật dùng để xử lý kim loại nặng thường bị giới hạn về chiều dài rễ. Schnoor (1995) cho rằng, chất ô nhiễm ở độ sâu từ 5m trở lại là thích hợp đối với công nghệ thực vật xử lý.

+ Sử dụng các loài thực vật nhập nội có thể ảnh hưởng đến sự đa dạng sinh vật.

+ Sự tiêu thụ thực vật sau khi xử lý cũng cần phải quan tâm. Sinh khối thực vật thu hoạch từ quá trình xử lý chất độc có thể được xếp vào loại CTNH, vì vậy vấn đề cần phải tiêu thụ và xử lý thích hợp.

+ Khí hậu không thuận lợi cũng là vấn đề được chú ý, vì thực vật phát triển chậm và sinh khối thấp, dẫn đến hiệu quả xử lý thấp.

Nói chung, lợi ích và hạn chế của công nghệ này phải được đánh giá đối với từng trường hợp cụ thể để xác định loại công nghệ nào là thích hợp nhất. Vì vậy, việc kết hợp các cơ chế khác nhau của công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm được cho là có tính khả thi nhất đối với các vùng bị ô nhiễm (bảng 8.11).

**Bảng 8.11. Ưu điểm và hạn chế của công nghệ thực vật xử lý kim loại nặng**

| Ưu điểm                                                                    | Hạn chế                                                             |
|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|
| Xử lý được một số lượng lớn các hợp chất vô cơ và hữu cơ                   | Rễ phát triển nông không thể xử lý được chất ô nhiễm ở sâu          |
| Xử lý cả tại chỗ lẫn chuyển chỗ                                            | Mất nhiều năm mới có thể xử lý được                                 |
| Xử lý tại chỗ giảm nguy cơ xáo trộn so với phương pháp thông thường        | Chỉ thích hợp với các vùng đất ô nhiễm với nồng độ thấp             |
| Giảm số lượng chất thải đem chôn lấp (đến 95%)                             | Sinh khối thực vật sau khi hút chất ô nhiễm có thể là chất nguy hại |
| Xử lý tại chỗ làm giảm nguy cơ phát tán chất ô nhiễm qua không khí và nước | Điều kiện khí hậu                                                   |
| Không đòi hỏi trình độ, kỹ thuật cao                                       | Các loài nhập nội có thể ảnh hưởng đến sự đa dạng sinh học          |
| Dễ thực hiện và duy trì                                                    | Tiêu thụ thực vật chứa chất ô nhiễm cũng là vấn đề cần quan tâm     |
| Chi phí thấp hơn so với các phương pháp xử lý thông thường                 |                                                                     |
| Thân thiện với môi trường và thẩm mỹ                                       |                                                                     |

Nguồn: Jeanna R. Henry, 2000

### **c) Một số mối quan tâm về môi trường liên quan đến công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm**

Có rất nhiều vấn đề cần quan tâm về mặt môi trường liên quan đến việc sử dụng công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm. Một trong những mối quan tâm lớn nhất là vấn đề sức khỏe con người. Liệu các loài thực vật tích lũy kim loại có tác động đến chuỗi thức ăn thông qua động vật ăn cỏ và côn trùng hay không. Ví dụ: chất ô nhiễm trong phấn hoa của thực vật tích tụ sau khi sử dụng xử lý ô nhiễm có phát tán vào các vùng khác nhau bằng ong và các côn trùng khác hay không; các loài côn trùng tiêu hoá kim loại khác có đưa vào trong chuỗi thức ăn hay không,...

Qua một số nghiên cứu cho thấy, côn trùng và các loài động vật sẽ không ăn những loài thực vật dùng để xử lý chất ô nhiễm bởi vì mùi vị đã bị thay đổi. Khi quan sát các loài vật nuôi, thực tế cho thấy trâu, bò, cừu, dê thường tránh các loài thực vật siêu tích tụ kim loại tự nhiên như cây Alysum và cây Thalspi. Hạt của các loài siêu tích tụ nói chung thường nhỏ và thiếu

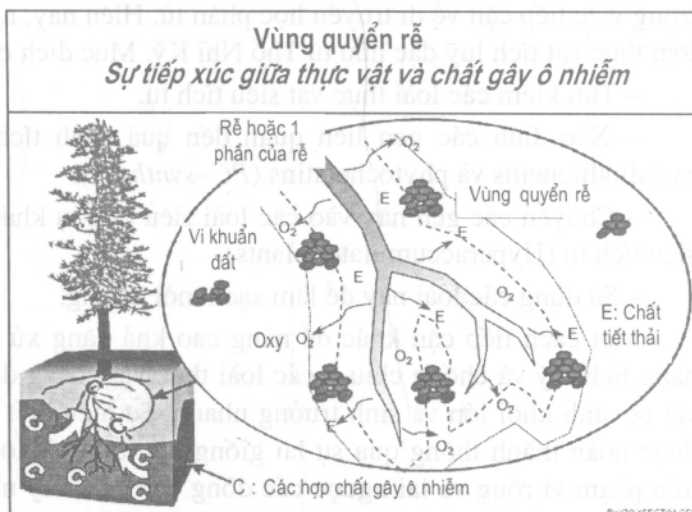
đinh dưỡng, không có giá trị thực phẩm. Vì vậy, chim và động vật có vú cỡ lớn hầu như không thích ăn thực vật có chứa kim loại.

Các vấn đề cần quan tâm khác bao gồm hậu quả tác động của các hoạt động xử lý đến mùa màng và thực vật vùng lân cận như phát tán thuốc trừ sâu, các loài thực vật ngoại lai. Sử dụng các loài thực vật nhập nội cần phải quan tâm bởi vì rủi ro tiềm tàng về tác động đến sự đa dạng sinh học thực vật ở vùng bản địa. Vấn đề này có thể được giải quyết bằng cách sử dụng các loài thực vật bản địa ở một số vùng cụ thể hoặc sử dụng các loài nhập nội vô sinh.

Để xem xét các mối quan tâm về môi trường của các nguy cơ sinh thái trong suốt quá trình xử lý đất, việc đánh giá rủi ro sinh thái cần được chú ý quan tâm.

#### **d) Triển vọng của công nghệ thực vật xử lý kim loại nặng trong đất**

Mặc dù công nghệ thực vật có một số hạn chế nhất định, nhưng trong nhiều trường hợp như diện tích bị ô nhiễm rộng, kim loại nặng ít di động ở các tầng đất mặt, công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm vẫn là giải pháp thích hợp nhất. Cải tiến công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm có thể đạt được bằng cách tăng cường các nhân tố thích hợp. Theo Kayser (2000), các loài thực vật mới có thể được chọn với khả năng di truyền tốt hơn đối với quá trình tích lũy kim loại nặng, hoặc quá trình canh tác, làm đất và chăm sóc thực vật để có thể thực hiện nâng cao tính hấp thụ kim loại nặng.



**Hình 8.18. Vùng tiếp xúc giữa thực vật và chất ô nhiễm**

Nền tảng của công nghệ thực vật được xây dựng trên cơ sở quần xã sinh vật và môi trường đất/nước bị ô nhiễm. Sự tác động qua lại giữa phức hợp hoá học, vật lý và sinh học diễn ra trong đất đã giúp đất bị ô nhiễm được cải tạo. Sự tương tác diễn ra trong đất ở gần vùng rễ được gọi là vùng quyển rễ (Rhizosphere) có vai trò đặc biệt quan trọng. Người ta thấy rằng, vùng quyển rễ chứa số vi sinh vật trên 1g đất cao hơn các vùng không có thực vật từ 10 – 100 lần. Thực vật tiết ra từ rễ các hợp chất hữu cơ khác nhau giúp cho quần xã vi sinh vật phát triển thuận tiện cho việc hút thu kim loại (hình 8.18). Sự tương tác qua lại phức tạp giữa rễ, vi sinh vật, kim loại và đất đã làm cho công nghệ thực vật trở thành loại công nghệ có đặc thù riêng cho từng vị trí khác nhau. Các nguyên lý về nông học với mỗi vùng khác nhau cũng phải được xem xét để đạt được hiệu quả của công nghệ này.

Theo Kamnev & Van der Lelie (2000), để nâng cao công nghệ thực vật xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng, thì quá trình hình thành và tiếp xúc sinh học của kim loại, vai trò thực vật – vi sinh vật, nấm trong đất và các loại thực vật cần phải biết rõ.

Gần đây, O'Connor (2000) đưa ra công nghệ sử dụng thực vật để xử lý ô nhiễm đã được kết hợp với phương pháp xử lý điện động học, bằng cách sử dụng điện áp không đổi 30V cho chạy qua đất, việc kết hợp này được cho là có nhiều triển vọng lớn trong việc xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng.

Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm cho thấy những kết quả đầy hứa hẹn như là một công nghệ xử lý mới. Tuy nhiên, hiện nay công nghệ này vẫn đang ở giai đoạn phát triển và cần nhiều nghiên cứu cụ thể hơn. Việc tiếp tục các nghiên cứu trình diễn và thử nghiệm ngoài thực tế đã được hướng dẫn ở khắp nước Mỹ để có hiểu biết tốt hơn và thực thi công nghệ này như là sự phát triển của công nghệ xử lý ô nhiễm, người ta đang chờ đợi sự chia sẻ trong thị trường xử lý ô nhiễm môi trường.

Theo Glass (1999), thị trường công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm trên toàn cầu xấp xỉ đạt 35 triệu USD vào năm 1999 và dự đoán sẽ đạt gấp 10 lần trong 5 năm tiếp theo. Đó là cơ hội tốt cho việc chia sẻ thị trường này trên quy mô toàn cầu (Kramer, 2001).

Những hiểu biết mới về hoá sinh học liên quan đến quá trình hấp thụ, chuyển hoá, tích lũy và chống chịu của thực vật sẽ giúp cải thiện có hệ thống công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm trong việc tiếp cận về di truyền học phân tử. Hiện nay, người ta đang xác định và phát triển các loài thực vật tích lũy đặc hữu từ Thổ Nhĩ Kỳ. Mục đích chính của nghiên cứu này là:

- Tìm kiếm các loài thực vật siêu tích tụ.
- Xác định các gen liên quan đến quá trình tích lũy và chống chịu. Chẳng hạn như metallothioneins và phytochelatins (*PC-synthaza*).
- Chuyển các gen này vào các loài siêu tích tụ khác để tìm ra những loài thực vật cực kỳ siêu tích tụ (*Hyperaccumulator plants*).
- Sử dụng các loài này để làm sạch môi trường.

Một cách tiếp cận khác để nâng cao khả năng xử lý ô nhiễm là chuyển các gen có khả năng tích lũy và chống chịu ở các loài thực vật hoang dại, sinh trưởng chậm vào các loài thực vật có sinh khối lớn và sinh trưởng nhanh. Sự hiểu biết về các gen "*phytoremediation*" có thể được hoàn thành thông qua sự lai giống hữu tính và xoma được thực hiện bởi sự thử nghiệm trên phạm vi rộng và lai ngược các dòng con cái. Tuy nhiên, sự nỗ lực lâu dài phải được triển khai để phát triển "*công cụ phân tử*" ("*molecular tool-box*"), bao gồm giá trị của các gen đối với quá trình xử lý. Kiểm tra có hệ thống các loài thực vật và các kiểu di truyền đối với sự tích lũy và chống chịu kim loại sẽ được mở rộng chuỗi các nguyên liệu di truyền nhằm tối ưu hoá và chuyển giao. Các loài thực vật có sinh khối cao được qua quá trình biến đổi cũng có thể cải tạo các giống cây trồng có khả năng xử lý ô nhiễm.

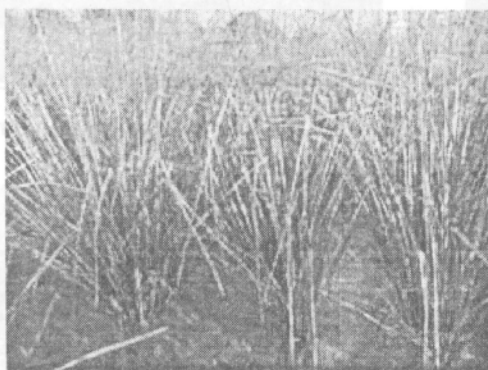
Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm là công nghệ có nhiều triển vọng lớn. Kết hợp cả 2 đặc điểm của thực vật: Khả năng cho sinh khối cao và cơ chế siêu tích tụ sẽ xử lý thành công kim loại nặng trong môi trường. Trong công nghệ khai thác khoáng sản, các chất thải của các kim loại quý được thải ra bằng các công nghệ khai thác truyền thống sẽ được người ta sử dụng các loài thực vật siêu tích tụ để hút và sau đó tách chiết tận dụng. Theo Suresh & Ravishankar, mặc dù công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm có nhược điểm là phải mất nhiều năm mới xử lý hoàn toàn, tuy nhiên, chi phí xử lý thấp hơn 10 lần so với phương pháp truyền thống như đào bới và chuyển chỗ lấp và nếu không chỉ quan tâm ở khía cạnh môi trường và cả các khía cạnh về kinh tế như trồng rừng, tận thu kim loại quý trong chất thải khai khoáng thì công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm cũng được xem là giải pháp khả thi (Robinson, 2003).

#### ***e) Khả năng phát triển của cỏ vetiver ở các môi trường đất khác nhau***

Ô nhiễm kim loại nặng trong đất xung quanh các làng nghề tái chế kim loại, đặc biệt tại các mỏ đã và đang khai thác ở Việt Nam là một thực tế đáng báo động. Cho đến nay kết quả thăm dò địa chất đã phát hiện được khoảng 5.000 mỏ và điểm quặng, khoảng 1.000 mỏ đã và đang được tổ chức khai thác. Riêng diện tích đất của một số mỏ khoáng sản kim loại đã ngừng

khai thác lên đến 3.749ha. Số lượng mỏ đang hoạt động trên cả nước là gần 900, trong đó mỏ khoáng sản kim loại là 90. Chỉ tính riêng diện tích đất đã sử dụng trong khai thác thiếc là trên 300ha, trong khi đó diện tích được hoàn thổ chỉ là 55,8ha, chiếm 20%. Tuy nhiên, đất đã được hoàn thổ thì chất lượng kém chưa đáp ứng cho canh tác. Kết quả phân tích đất trồng lúa ở khu vực mỏ thiếc Sơn Dương, Tuyên Quang có hàm lượng As là 642ppm, Cu – 235ppm, trong khi TCCP là 25 và 50ppm (TCVN 7209 – 2002). Phương pháp sử dụng thực vật để xử lý ô nhiễm đã được tập trung nghiên cứu khoảng 2 thập niên gần đây vì nó mang lại hiệu quả kinh tế cao và là phương pháp thân thiện với môi trường. Theo Reeves và Baker (2000), loài thực vật siêu tích lũy kim loại nặng là loài có chứa nhiều hơn 0,1% Ni, Co, Cu, Cr, As, Pb hoặc 1% Zn ở các cơ quan khí sinh trên mặt đất. Nghiên cứu của Đặng Đình Kim và cộng sự (2008) cho thấy, đã phát hiện được 3 loài thực vật bản địa có khả năng tích lũy cao kim loại nặng. Đó là 2 loài dương xỉ *Pteris vittata* và *Pityrogramma calomelanos* là những loài siêu tích lũy As và cây cỏ mần trầu (*Eleusine indica*) có khả năng tích lũy Pb và Zn trong rễ rất cao, lên tới 4.863,17 và 4.346,8ppm. Ngoài ra cây cải xanh (*Brassia juncea*) và cỏ Hương bài (*Vetiveria zizanioides*) cũng có thể sử dụng để xử lý đất bị ô nhiễm As, Cd, Pb và Zn.

Theo Võ Văn Minh (2004), khả năng tăng trưởng về chiều cao của cỏ vetiver tương đối ổn định theo thời gian ở các nồng độ kim loại nặng trong các môi trường đất khác nhau. Tuy nhiên, khả năng phát triển của cỏ vetiver trong các điều kiện hàm lượng kim loại nặng khác nhau không giống nhau, cỏ vetiver phát triển mạnh nhất ở môi trường đất có thành phần cơ giới nhẹ và giàu hữu cơ và yếu nhất trong môi trường đất có thành phần cơ giới nặng, nghèo hữu cơ. Khi nồng độ Zn và Cu tăng, khả năng phát triển của cỏ vetiver giảm, tuy nhiên, cỏ vẫn có khả năng tăng trưởng liên tục theo thời gian. Các môi trường đất khác nhau với mức độ ô nhiễm Zn từ 1,5 – 2,5 lần so với TCVN và ô nhiễm Cu từ 1–2 lần so với TCVN, cỏ vetiver vẫn có khả năng sống và phát triển. Đây chính là điều kiện cần để có thể sử dụng cỏ vetiver xử lý đất ô nhiễm Zn và Cu (hình 8.19).



Hình 8.19. Cỏ vetiver và bộ rễ ăn sâu 3 – 4m xuống dưới đất

Cỏ vetiver (*Vetiveria zizanioides*) là loài thực vật có sức sống mạnh trong các môi trường đất ô nhiễm và có khả năng hút một số kim loại nặng với hàm lượng cao trong thân, lá và rễ (Truong et al., 1996; Truong và Baker, 1998; Zheng et al., 1998).

**Hình thái:** Cỏ vetiver có bộ rễ đồ sộ, trong năm đầu rễ ăn sâu tới 3 – 4m, phần thân cọc thẳng đứng và rất chắc, chồi non phát triển từ cổ rễ dưới mặt đất làm cho cỏ chống chịu được lửa, sương, gió, sức chịu sâu bệnh cao; khi bị lấp bùn, rễ có thể mọc ra từ thân để tiếp tục phát triển.

**Sinh lý:**

– Chịu được biến đổi lớn về khí hậu như hạn hán, ngập úng và chịu được nhiệt độ dao động từ  $-22^{\circ}\text{C}$  –  $55^{\circ}\text{C}$ .

- Khả năng phục hồi nhanh.
- Thích nghi được nhiều loại đất.
- Chống chịu cao với thuốc trừ sâu.
- Có khả năng hấp thụ rất tốt các kim loại nặng.
- Cỏ vetiver không chịu được bóng râm.

*Giảm nhẹ thiên tai và bảo vệ môi trường (hình 8.20 và 8.21):*

– Cỏ vetiver dạng bụi rậm, lưu niên, phiến lá tương đối cứng, tán lá phần lớn nằm ở phần gốc. Các bẹ lá phủ lên nhau, ép sát và xếp úp vào nhau tạo thành một rào cản cơ học, mật độ dày trên bề mặt đất, sẽ rất hiệu quả trong việc ngăn chặn sự mất dinh dưỡng và xói mòn đất.

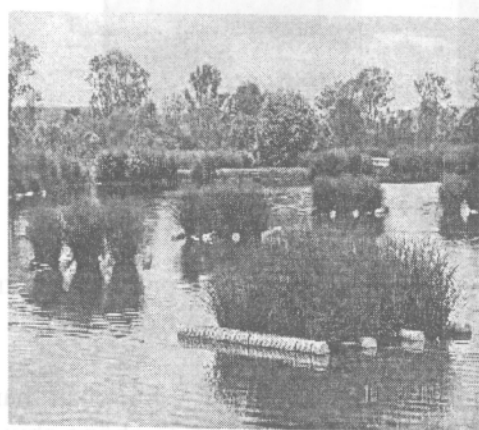
– Trồng cỏ vetiver rất thích hợp để tạo một rào cản thực vật dày đặc ở các vị trí trồng cây hàng năm hoặc lâu năm, trồng để chống xói mòn, rửa trôi ở các sườn dốc của xa lộ hoặc đường xe lửa, dọc theo các bờ đê mới quanh ao hoặc hồ chứa nước, tại những vùng đồi núi, vùng ven biển (hình 8.22, 8.23).



Hình 8.20. Trồng cỏ ven sông bảo vệ bờ



Hình 8.21. Chống xói mòn và rửa trôi



Hình 8.22. Cỏ vetiver xử lý nước



Hình 8.23. Bảo vệ và giữ độ ẩm cho đất

Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm (*Phytoremediation*) được xem là giải pháp hiệu quả trong việc xử lý kim loại nặng trong đất. Từ lâu các loài thực vật siêu tích lũy (*hyperaccumulation*) đã được các nhà khoa học đặc biệt quan tâm nghiên cứu để hấp thụ kim loại nặng (Baker et al., 1994; Brooks, 1998). Tuy nhiên gần đây, người ta thấy rằng các loài thực vật siêu tích lũy chỉ

hút kim loại nặng với hàm lượng cao khi chúng sống hoang dại, nhưng khi ứng dụng vào trồng để xử lý thì không phát huy tác dụng, điều đó cho thấy có nhiều yếu tố khác nhau có thể tác động đến quá trình hút kim loại nặng của thực vật (Deram et al., 2000; Nesmeth et al., 1993). Công nghệ thực vật xử lý ô nhiễm phụ thuộc vào các yếu tố lý, hoá trong môi trường đất như: pH, nồng độ các chất ô nhiễm, thành phần cơ giới, hàm lượng các chất hữu cơ,... (Gworet, 1997; Lchoczky et al., 2000; Simon, 2001).

#### **5.4. Xử lý đất bị ô nhiễm bằng vi sinh vật**

##### **a) Nguyên lý**

Xử lý đất ô nhiễm bằng quá trình phân huỷ sinh học dựa vào việc sử dụng các vi sinh vật để biến đổi các hợp chất ô nhiễm thành hợp chất không ô nhiễm như là nước hoặc khí CO<sub>2</sub>. Quá trình phân huỷ sinh học trong tự nhiên luôn xảy ra trong đất, tuy nhiên điều kiện cho quá trình phân huỷ ở trong tự nhiên không đáp ứng được hiệu quả làm sạch đất. Các kỹ thuật làm sạch đất bằng con đường phân huỷ sinh học chủ yếu tập trung vào tăng cường các điều kiện thuận lợi cho quá trình phân huỷ sinh học. Các điều kiện cần phải đáp ứng tối ưu nhiệt độ, hàm lượng ẩm của đất, pH, khả năng oxy hoá khử, nồng độ chất ô nhiễm, loại chất nhận điện tử, các yêu cầu của vi sinh vật, và khả năng phân huỷ sinh học của chất ô nhiễm bởi các vi sinh vật. Quá trình phân huỷ sinh học có thể xảy ở cả điều kiện hiếu khí và kỵ khí. Nhìn chung, điều kiện hiếu khí được sử dụng phổ biến hơn, tuy nhiên, sự phân huỷ sinh học của các hydrocacbon chứa clo yêu cầu phải kết hợp các bước xử lý gồm cả 2 điều kiện để biến đổi hoàn toàn. Một số hợp chất bền vững cũng được chứng minh là cần phải phân huỷ sinh học trong điều kiện kỵ khí (Holliger và nnk. 1988; Soczos và Visschier, 1991).

Phương pháp xử lý đất bằng phân huỷ sinh học có thể được áp dụng, đặc biệt khi đất bị ô nhiễm bởi những chất hữu cơ nguy hại. Ý tưởng chủ đạo là tăng cường những điều kiện tốt nhất để vi sinh vật phát triển trên các vật liệu bị ô nhiễm và sử dụng các chất gây ô nhiễm như một khẩu phần làm thức ăn cho chúng. Việc thu thập các vật liệu bị nhiễm độc phải được tiến hành theo những phương cách nhằm cung cấp cho vi sinh vật một môi trường tốt (độ ẩm; nước và thức ăn,...) nơi chúng sinh trưởng. Điều đó có nghĩa rằng, những vật liệu này cần phải được chuẩn bị như ở ngoài đồng trước khi gieo hạt. Việc kiểm soát nhiệt độ có ảnh hưởng lớn đến hiệu quả của quá trình biến đổi các chất gây ô nhiễm. Nếu nhiệt độ xung quanh thấp, vật liệu bị nhiễm độc có thể đưa vào trong nhà kính để tăng nhiệt độ.

Hiện có nhiều kỹ thuật để lôi kéo vai trò của vi sinh vật trong xử lý đất bị ô nhiễm bởi các hợp chất hữu cơ. Thông thường, những đất bị ô nhiễm được đánh thành những đống cao tới một vài mét trên cái màng địa chất làm nhiệm vụ thu lượm dung dịch rửa trôi. Đống đất được phủ nilon để giữ ẩm. Người ta đặt các ống nhựa vào bên trong ống để kiểm soát không khí. Sau một vài tháng, đống đất cao 1,8m, chứa 2.300m<sup>3</sup> đất bị ô nhiễm dầu có thể sinh ra lượng lớn hydrocacbon, giảm nồng độ dầu từ 2.800 xuống 800ppm.

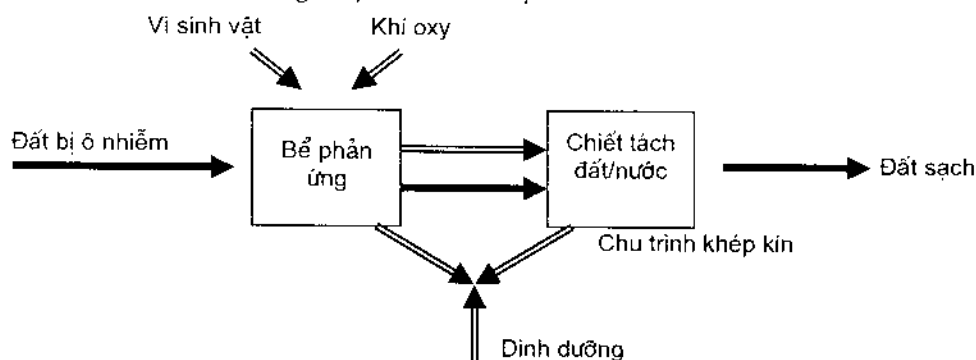
##### **b) Các hệ thống xử lý và khả năng ứng dụng**

Với quan điểm xử lý bằng các quá trình sinh học đất bị ô nhiễm bởi các chất hữu cơ, có 3 phương pháp chính: biện pháp thiết kế canh tác (*landfarming method*), các kỹ thuật sử dụng phản ứng sinh học và làm sạch bằng các quá trình sinh học đất ngoài tự nhiên.

Với phương pháp làm sạch bằng biện pháp thiết kế canh tác, đất bị ô nhiễm bị phân tán ở tầng đất mỏng phía trên của một tầng đặc biệt có cấu trúc không có khả năng thấm được tạo ra do hệ thống tưới tiêu (tầng đế cây). Độ dày của tầng đất dao động từ 0,5 – 1,5m. Quá trình phân huỷ sinh học trong điều kiện hiếu khí các chất ô nhiễm trong tầng này được kích thích bởi

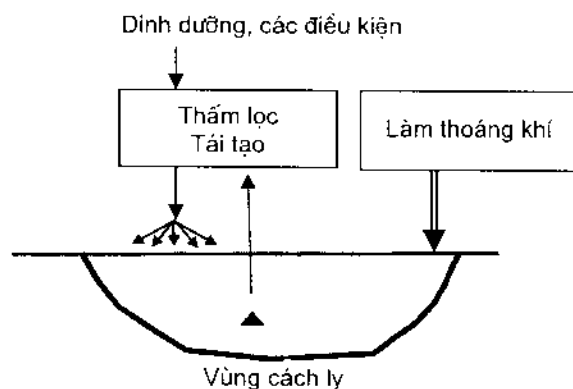
sự điều chỉnh ở tầng canh tác bao gồm tăng cường sự trao đổi khí (*khí oxy*) và bổ sung độ ẩm, các chất dinh dưỡng đại lượng và các nguyên tố vi lượng nếu cần thiết. Quá trình tăng cường và thúc đẩy hoạt động của VSV cũng có thể đạt được bằng việc xới đất làm tăng độ thoáng khí, tăng nhiệt độ của tầng đất. Về cơ sở, biện pháp thiết kế canh tác là phương pháp đơn giản và thời gian xử lý kéo dài từ 1 đến 3 năm có thể chấp nhận được (Harmsen, 1991).

Sử dụng các phản ứng sinh học (hình 8.24) là việc xử lý hỗn hợp bùn lỏng giữa đất ô nhiễm và nước trong một hệ thống phản ứng kín, được cung cấp thêm khí oxy, các chất dinh dưỡng và thậm chí cả cơ chất hữu cơ. Hỗn hợp bùn này được trộn kỹ để tăng cường sự tiếp xúc giữa vi sinh vật với các chất ô nhiễm, khí oxy và các chất dinh dưỡng. Do việc tăng cường sự tiếp xúc và khả năng kiểm soát các quá trình tốt hơn, về căn bản tỷ lệ phân huỷ sinh học cao hơn so với biện pháp canh tác. Tuy nhiên, quá trình xử lý này phức tạp hơn và yêu cầu thiết lập các hệ thống xử lý đắt tiền. Kích thước của hệ thống xử lý phụ thuộc nhiều vào khả năng và thời gian cần thiết để xử lý. Xử lý sinh học đất ô nhiễm ở điều kiện tự nhiên tập trung vào việc tăng cường điều kiện cho quá trình phân huỷ sinh học ở vùng đất bị ô nhiễm bởi việc thêm vào đất khí oxy (hoặc các chất nhận điện tử khác), dinh dưỡng, và nếu cần thiết có thể thêm các vi sinh vật, cơ chất và chất có hoạt tính bề mặt. Sự thêm vào được thực hiện bằng quá trình thấm lọc dạng hoà tan trong nước thông qua hệ thống ống dẫn nước, kênh hoặc giếng. Nước thấm lọc qua đất sau đó được bơm lên, và được xử lý để loại bỏ chất ô nhiễm hoà tan, được tái tạo và sử dụng lại (Morgan và Watkinson, 1989). Quá trình này tránh việc phải đào đất lên và rẻ hơn các phương pháp xử lý đất ngoài tự nhiên khác. Tuy nhiên, thời gian xử lý thường dài hơn, dao động từ vài tuần đến vài tháng, thậm chí đến một năm.



**Hình 8.24. Hệ thống xử lý bằng các phản ứng sinh học cho đất**

Lượng oxy cung cấp có thể thực hiện bằng cách làm cho đất thoáng khí hơn. Việc xử lý bằng phân huỷ sinh học đất ngoài tự nhiên khả thi khi tính thấm của đất đủ cao. Vì vậy hiện tại chỉ có đất cát là thích hợp cho phương pháp này. Nếu có thể xử lý được bằng phương pháp này thì sẽ đơn giản hơn và chi phí sẽ thấp hơn. Thậm chí, nitrat cũng có thể sử dụng làm chất nhận điện tử thay cho việc sử dụng khí oxy. Hơn nữa, quá trình oxy hoá có thể được tăng cường bằng cách sử dụng  $H_2O_2$  (Hinchee và nnk, 1991) (hình 8.25).



**Hình 8.25. Xử lý sinh học đất ô nhiễm ở điều kiện tự nhiên**



Liên quan đến ứng dụng các kỹ thuật làm sạch bằng các quá trình sinh học, một lượng lớn các chất ô nhiễm trong đất có khả năng phân huỷ sinh học. Tuy nhiên, mặc dù đã có nghiên cứu mở rộng, việc ứng dụng các kỹ thuật làm sạch bằng quá trình phân huỷ sinh học hiện tại vẫn còn hạn chế đối với việc loại bỏ các hợp chất dễ bị phân huỷ như xăng và các hợp chất hydrocacbon nhân thơm khối lượng phân tử thấp, bằng việc sử dụng phương pháp thiết kế canh tác và làm sạch đất ở điều kiện tự nhiên. Khả năng phân huỷ sinh học của lượng lớn các chất ô nhiễm khác như các hợp hữu cơ chứa nhóm halogen đã được làm sáng tỏ trong các thí nghiệm ở các ô cây trồng. Tuy nhiên, thực hiện một cách đầy đủ và thành công phương pháp làm sạch này cũng có thể phát sinh một số khó khăn:

- Tỷ lệ phân huỷ sinh học, cũng như các hợp chất dễ bị phân huỷ sinh học thường thấp và không phải trường hợp nào cũng có thể đạt yêu cầu về phân huỷ hết lượng chất ô nhiễm tồn dư trong đất.

- Cho đến nay, chỉ có một số lượng giới hạn các chất ô nhiễm có khả năng phân huỷ sinh học đủ cao cho việc ứng dụng các kỹ thuật.

- Một số chất ô nhiễm không bị phân huỷ sinh học, thậm chí trong thời gian dài.

- Sự xuất hiện của một số loại chất ô nhiễm hữu cơ, thậm chí ở dạng liên kết với các kim loại nặng làm giảm hiệu quả việc làm sạch bằng phân huỷ sinh học và không thể thực hiện được biện pháp làm sạch này.

- Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm, ví dụ: sự xuất hiện của chúng ở dạng các cấp hạt với kích thước lớn hơn, hoặc bằng với các cấp hạt của đất có thể làm giảm tỷ lệ phân huỷ sinh học và nồng độ chất ô nhiễm tồn dư trong đất cao.

Hầu hết các khó khăn trên có thể được đặc trưng bằng thuật ngữ “khả năng phân huỷ sinh học” của các chất ô nhiễm. Khả năng phân huỷ sinh học thấp, có nghĩa là rất hạn chế cho việc ứng dụng thực tế, thậm chí nồng độ tổng số các chất ô nhiễm tương đối cao. Khả năng phân huỷ sinh học thấp cũng có nghĩa là nồng độ tồn dư của các chất ô nhiễm trong đất duy trì ở mức cao hơn mức cần đạt được bằng quá trình xử lý.

Có một số triển vọng cho việc tăng cường các kỹ thuật làm sạch bằng phân huỷ sinh học. Một triển vọng là việc phát triển theo hướng tăng cường hoạt động của các vi sinh vật thích hợp cho việc phân huỷ các hợp chất xác định. Một số phương thức tiếp cận được đề cập dưới đây là:

- Tách các chất ô nhiễm riêng thành từng phần dễ bị phân huỷ sinh học và các phần còn lại khó bị phân huỷ sinh học.

- Ứng dụng các phương pháp vật lý để giảm các hạn chế về di chuyển đất.

- Sử dụng các chất hoá học để tăng khả năng hoà tan của các chất ô nhiễm trong nước.

- Sử dụng các kỹ thuật khử độc để chuyển các chất ô nhiễm không có khả năng hoặc bền vững với phân huỷ sinh học thành chất ô nhiễm dễ bị phân huỷ sinh học.

Việc đưa các bước xử lý hoá – lý vào quá trình làm sạch bằng phân huỷ sinh học cũng có thể tăng khả năng phân huỷ sinh học của các chất ô nhiễm. Điều này có nghĩa là, các kỹ thuật làm sạch bằng phân huỷ sinh học được tăng cường thông qua việc kết hợp các bước xử lý sinh học và lý/hoá học.

### **c) Kinh nghiệm và chi phí**

Kinh nghiệm thực tiễn với các kỹ thuật xử lý vi sinh vật chủ yếu tập trung vào xử lý bằng biện pháp thiết kế canh tác và xử lý đất ở điều kiện tự nhiên. Nhìn chung, các chất ô nhiễm đã được loại bỏ là các hydrocacbon không chứa nhóm halogen và dễ bị phân huỷ sinh học. Chi phí



của xử lý sinh học ước tính là thấp hơn khoảng 30 – 40% chi phí của phương pháp xử lý nhiệt hoặc xử lý đất với phương pháp chiết tách và tách có chọn lựa kích thước các cấp hạt.

## **5.5. Phương pháp xử lý sinh học cho nguồn chất phân tán**

### **a) Nguyên lý**

Các phương pháp làm sạch cơ bản có thể đưa ra những giải pháp có chi phí thấp. Vì các quá trình này cần sử dụng các điều kiện vừa phải, chúng cần có thời gian xử lý dài hơn các quá trình đã đề cập trên. Nhóm của các quá trình này gọi là kỹ thuật mở rộng. Hệ thống xử lý tại chỗ cũng như sử dụng các quá trình sinh học là các công cụ đầy hứa hẹn để phát triển các phương pháp. Tuy nhiên, phương pháp này mới chỉ giới hạn để làm sạch các kim loại nặng.

### **b) Các phương pháp tiến hành**

Trong phần này chỉ giới thiệu việc sử dụng vi khuẩn lưu huỳnh trong quá trình thẩm lọc sinh học và sử dụng thực vật để chiết tách tại chỗ các kim loại nặng.

*Phương pháp thẩm lọc sinh học:* Các vi khuẩn ưa axit có thể sử dụng quá trình khử các hợp chất sunphua như là các chất cho electron để cung cấp năng lượng cho sự phát triển của chúng. Hầu hết các vi khuẩn này thuộc họ Thiobacillus, chúng sống trong môi trường ưa khí, tự dưỡng, có pH tốt nhất cho sự phát triển = 1 – 4, nhiệt độ tốt nhất có thể thay đổi với các loài và chúng từ 15 – 55°C.

Phương pháp thẩm lọc sinh học các kim loại nặng của vi sinh vật có thể được tiến hành trực tiếp hoặc gián tiếp và được mô tả theo các phương trình sau:



(Me– Kim loại)

Việc thẩm lọc gián tiếp của các kim loại nặng bao gồm sự axit hoá nhanh bởi các vi sinh vật, oxy hoá hoặc khử các hợp chất sunphua. Kết quả là các proton di dời vào nước có thể thay thế các kim loại hấp phụ trên các phân tử đất (phản ứng 2). Trong các phương pháp thẩm lọc trực tiếp do hệ enzym của các vi khuẩn, di chuyển các electron tới oxy và dẫn tới sự hoà tan của các kim loại nặng (phản ứng 3).

Việc thực hiện các quá trình thẩm lọc sinh học phụ thuộc nhiều vào quá trình oxy hoá các kim loại nặng trong đất cần được làm sạch. Các kim loại nặng trong các trầm tích thiếu oxy xuất hiện ở dạng sunphua hoặc ở các dạng khử khác. Do đó việc ứng dụng phương pháp thẩm lọc sinh học đối với dạng sunphua có thể bị tác động trực tiếp và các hợp chất khử khác có chứa kim loại có thể bị oxy hoá nhanh và do đó có thể hoà tan. Nếu nồng độ pH đủ thấp, các kim loại thoát ra không nhất thiết hấp phụ trên các trầm tích và khả năng tách sẽ rất lớn.

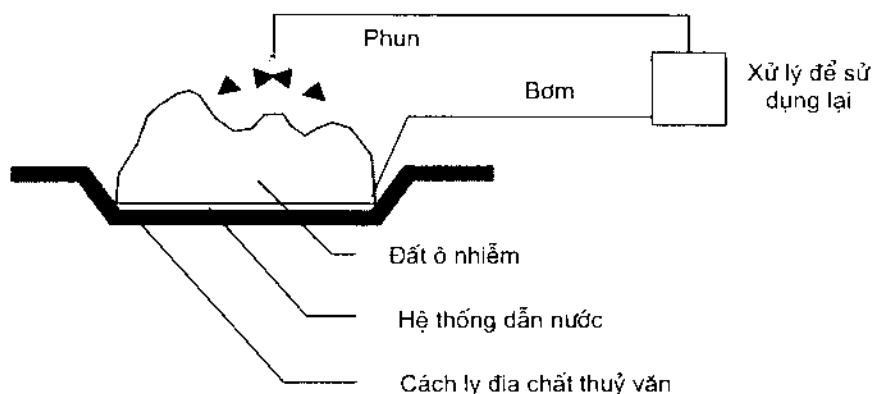
Khi các chất tiếp xúc với các điều kiện hiếu khí thì trạng thái sẽ khác nhau. Do các kim loại nặng có mặt trong các hợp chất oxy hoá, chúng dễ dàng di chuyển hoá học, hoặc hấp phụ và các tác động khác dẫn tới việc tích tụ tập trung chúng nhiều hơn trong đất. Do vậy nồng độ pH sẽ thấp hơn hay thời gian tách sẽ dài hơn là điều cần thiết cho quá trình tách có hiệu quả hơn.

Các lò phản ứng đất – bùn ở trong khu vực đất ô nhiễm, được ngâm chiết, đánh đồng. Đối với các lò này, việc trộn lẫn thành hỗn hợp và thông khí là điều hết sức cần thiết. Sự kiểm soát quá trình này liên quan đến việc thêm vào các cơ chất (các hợp chất sunphua là tốt nhất) cũng

như sự kiểm soát pH trong lò phản ứng. Sự lựa chọn này thích hợp hơn với các trầm tích thiếu oxy do *Thiobacillus* sp. có thể tăng một cách nhanh chóng tính hoà tan của các hợp chất kim loại bị khử mà không có sự giảm đáng kể của pH dưới 2. Do vai trò duy nhất của *Thiobacillus* sp. là sản xuất  $\text{H}_2\text{SO}_4$  khi đất ở môi trường hiếu khí.

Tuy nhiên, *Thiobacillus* sp. có thể được sử dụng trong quá trình xử lý ở các khu vực ngâm chiết hoặc đánh đồng. Trong ngâm chiết đánh đồng (hình 8.26) một hợp chất lưu huỳnh và các VSV thích hợp được đưa vào trước khi đất được chất đồng hoặc được phun cùng chất lỏng lên trên bề mặt. Các chất lỏng đã sử dụng có thể được tái sử dụng để duy trì hàm lượng nước cần thiết. Việc bổ sung nguyên tố lưu huỳnh như là cơ chất thích hợp là điều cần thiết. Các mô hình kinh tế khả thi để ngâm chiết sinh học các kim loại nặng từ các quặng là sự ngâm chiết chất đồng của các quặng có giá trị thấp, lún tan thấp và các mỏ hầm lò sâu.

Người ta thấy có sự đóng góp của quá trình ngâm chiết sinh học để tách các kim loại từ bùn thải, do các kim loại nặng có mặt trong bùn từ phương pháp xử lý nước thải kỵ khí tồn tại ở dạng khử, chủ yếu ở dạng sunphua. Dạng này có thể ảnh hưởng trực tiếp đến khả năng hoà tan của vi khuẩn (phản ứng 3). Quá trình này sử dụng Fe (II) như là cơ chất thêm vào. Các lò phản ứng thoát khí và các hệ thống sử dụng sinh khối cố định được biết tới như là cấu hình lò phản ứng tốt nhất. Người ta thấy hiệu quả của sự tách làm tăng thêm khả năng xử lý chất thải trong nông nghiệp.



**Hình 8.26. Hệ thống ngâm chiết để tách các chất ô nhiễm ra khỏi đất**

Hiện nay, chưa có ứng dụng thực tế nào cho quá trình ngâm chiết sinh học đối với việc xử lý các loại đất ô nhiễm. Tuy nhiên có một số nghiên cứu cho thấy có khả năng ứng dụng vào thực tế.

### c) Kinh nghiệm thực tế

Khi áp dụng phương pháp này, cần chú ý tới các vấn đề sau:

- Lựa chọn các loài phù hợp với điều kiện khí hậu địa phương, loại đất, chất ô nhiễm và phương pháp định xử lý sinh khối.
- Đánh giá ô nhiễm kim loại nặng trong đất, đặc biệt là chú ý tới các trạng thái vật lý và hoá học của các chất ô nhiễm trong đất. Cần đặc biệt chú ý tới khả năng dễ tiêu sinh học, xác định phân kim loại có thể được thực vật tích tụ.
- Các phương pháp thích hợp để giảm rủi ro liên quan tới sự phát triển rộng của sinh khối ô nhiễm vào trong môi trường và do đó đe dọa đời sống của các sinh vật hoang dã và các sản phẩm nông nghiệp.

– Các kỹ thuật sử dụng để tách kim loại nặng từ các sinh khối ô nhiễm phụ thuộc vào mức độ của các kim loại độc hại trong cơ thể thực vật.

– Các kỹ thuật xử lý thường được áp dụng: Các phương pháp nhiệt hoá hoặc lý – hoá học như làm khô, thiêu huỷ, hoá khí, nhiệt, sử dụng các axit vô cơ để chiết tách.

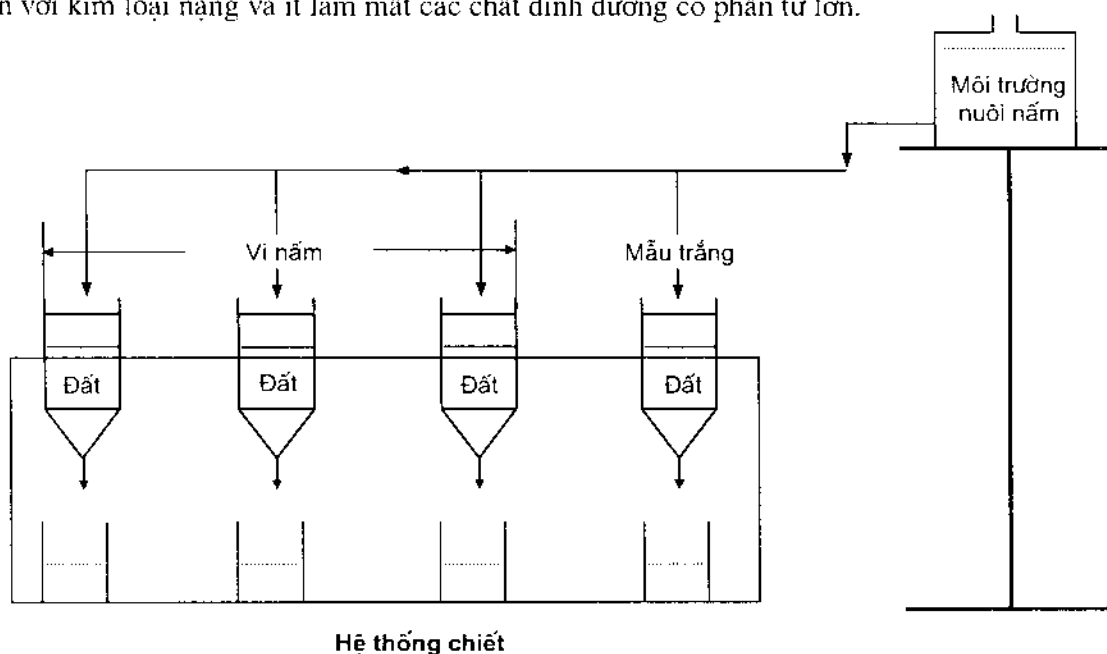
– Việc tách các kim loại nặng trong sinh khối để thu được các sản phẩm có ích như chất diệt lục, tinh dầu, sợi,...

Cần nhấn mạnh rằng, các sinh khối ô nhiễm sẽ dễ xử lý hơn các loại đất ô nhiễm. Đó là lý do tại sao trong các điều kiện nhất định có thể đưa ra một số các giải pháp trong một chừng mực nào đó để loại bỏ hoặc sử dụng lại các sinh khối. Điều này có thể áp dụng cho các hợp chất bị nhiễm độc cao như các chất phóng xạ.

## 5.6. Sử dụng *Aspergillus* sp. xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng

### a) Ưu điểm của phương pháp

Sử dụng *Aspergillus* sp. có khả năng sinh ra một lượng đáng kể các axit hữu cơ (*xitric*, *oxalic*, *malic*, *tatric*, *fumaric*, *pyruvic*). Trong số axit này, axit xitric và muối của nó có thể được ứng dụng để xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng. Dùng axit yếu để xử lý đất còn có nhiều ưu điểm so với dùng axit mạnh; dùng các tác nhân tạo phức (EDTA, DTPA) ít phá huỷ cấu trúc đất, thậm chí còn cải thiện thêm cấu trúc của đất; giá thành rẻ và dễ phân huỷ sinh học; đặc hiệu hơn với kim loại nặng và ít làm mất các chất dinh dưỡng có phân tử lớn.



Hình 8.27. Sơ đồ tách chiết

Nấm được cố định trong rơm ở trên bề mặt đất, các axit hữu cơ do nấm sinh ra sẽ rửa đất liên tục và chảy xuống theo môi trường. Dung dịch chiết từ các cột đất được thu lại mỗi ngày để phân tích hàm lượng Cr và Zn (hình 8.27).

### b) Lượng Cr và Zn tách được từ đất nhờ *Aspergillus niger*

Theo nghiên cứu của Ngô Tự Thành (2004), khả năng thu hồi Cr và Zn trong đất theo thời gian được thể hiện ở bảng 8.12.

**Bảng 8.12. Lượng Cr và Zn trong dịch chiết ở các khoảng thời gian khác nhau**

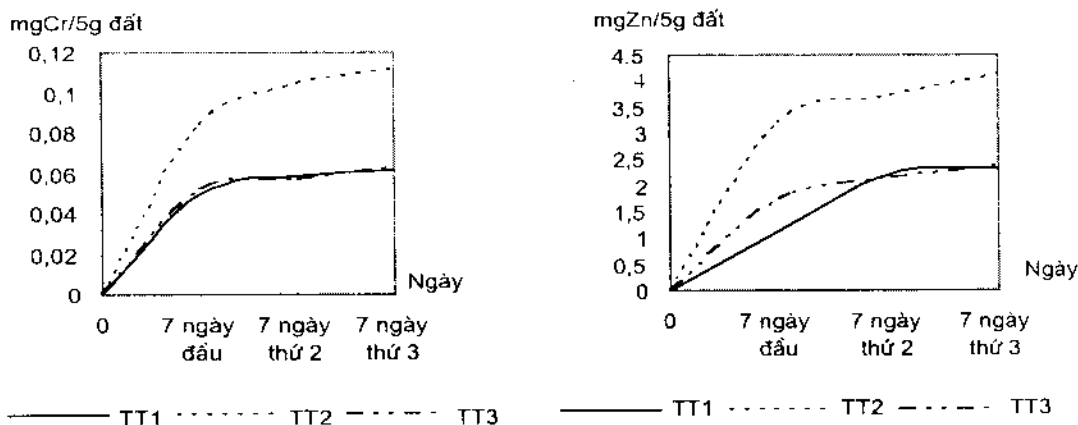
| Mẫu đất                                             | pH | Cr    |       |                  | Zn     |       |                  |
|-----------------------------------------------------|----|-------|-------|------------------|--------|-------|------------------|
|                                                     |    | ppm   | mg    | % <sup>(*)</sup> | ppm    | mg    | % <sup>(*)</sup> |
| Sau 7 ngày thí nghiệm đầu tiên                      |    |       |       |                  |        |       |                  |
| 1                                                   | 4  | 0,201 | 0,050 | 15,8             | 4,495  | 1,124 | 31,1             |
| 2                                                   | 4  | 0,337 | 0,084 | 11,4             | 13,721 | 3,185 | 27,6             |
| 2                                                   | 4  | 0,208 | 0,052 | 10,6             | 6,861  | 1,715 | 40,6             |
| Trung bình                                          | 4  | 0,251 | 0,060 | 12,6             | 8,359  | 2,008 | 33,1             |
| Sau 7 ngày thí nghiệm thứ hai (từ ngày 7 – ngày 14) |    |       |       |                  |        |       |                  |
| 1                                                   | 4  | 0,037 | 0,009 | 2,9              | 0,416  | 0,104 | 2,9              |
| 2                                                   | 4  | 0,079 | 0,020 | 2,7              | 2,059  | 0,515 | 4,5              |
| 3                                                   | 4  | 0,020 | 0,005 | 1,0              | 1,624  | 0,406 | 9,6              |
| Trung bình                                          | 4  | 0,045 | 0,011 | 2,2              | 1,366  | 0,342 | 5,6              |
| Sau 7 ngày thí nghiệm thứ ba (từ ngày 14 – ngày 21) |    |       |       |                  |        |       |                  |
| 1                                                   | 4  | 0,010 | 0,002 | 0,8              | 0,396  | 0,099 | 2,7              |
| 2                                                   | 4  | 0,030 | 0,007 | 1,0              | 1,653  | 0,413 | 3,6              |
| 3                                                   | 4  | 0,010 | 0,005 | 0,5              | 0,960  | 0,240 | 5,7              |
| Trung bình                                          | 4  | 0,017 | 0,004 | 0,78             | 1,003  | 0,251 | 4,0              |
| Tổng                                                | 4  |       | 0,077 | 15,6             |        | 2,601 | 42,7             |

Ghi chú:

(\*) Tỷ lệ % khối lượng Cr, Zn chiết được so với khối lượng Cr, Zn trong 5g đất ban đầu.

Cho hàm lượng Cr và Zn trung bình trong 5g đất thí nghiệm thứ tự là 0,515mg và 6,46mg.

Bảng 8.12 trình bày số liệu về lượng Cr và Zn tách ra từ ba mẫu đất khác nhau trong từng khoảng thời gian 7 ngày. Từ bảng này lập được các đồ thị về động thái của quá trình tách hai kim loại này (hình 8.28).



a) Động thái tách Cr từ 3 mẫu đất

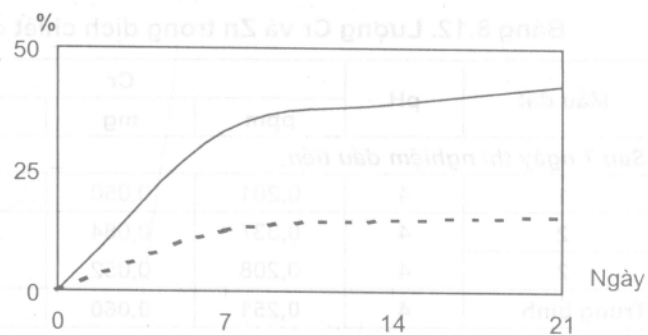
b) Động thái tách Zn từ 3 mẫu đất

**Hình 8.28. Động thái tách chiết Cr và Zn từ các mẫu đất**

Từ số liệu của bảng 8.12 cũng có thể lập được biểu đồ về tỷ lệ trung bình (%) của mỗi kim loại được tách ra so với hàm lượng trung bình ban đầu của chúng, tính cho cả ba mẫu (hình 8.29). Việc tính trung bình cho ba mẫu này nhằm đi đến một nhận xét tổng quát cho vùng đất nghiên cứu.

Qua hình 8.29 có thể thấy rằng, %Zn được tách ra (so với lượng ban đầu trong mẫu đất) luôn cao hơn lượng tương ứng của Cr khoảng 2,6 đến 2,7 lần.

Hiệu suất của quá trình lọc lớn nhất ở tuần đầu tiên sau đó giảm dần ở các thời gian thí nghiệm tiếp theo. Do đó, để bảo đảm hiệu quả về kinh tế và hiệu suất của quá trình lọc, nên tiến hành thí nghiệm trong thời gian khoảng 14 ngày.



Hình 8.29. Tỷ lệ trung bình của mỗi kim loại được tách ra so với khối lượng ban đầu

## 5.7. Kỹ thuật xử lý đất ô nhiễm hoá chất BVTV

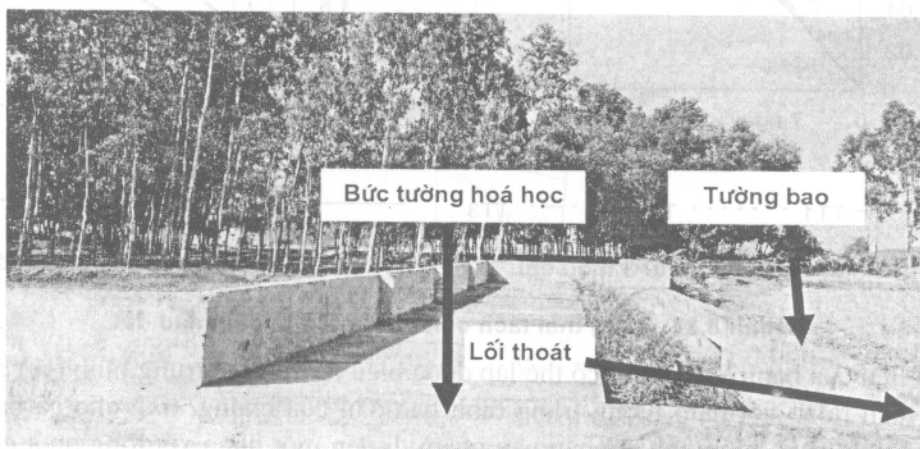
### a) Nguyên lý chung

Với các đặc tính chung về HCBVTV đã được trình bày ở trên, việc cải tạo những vùng đất bị ô nhiễm HCBVTV không phải là điều đơn giản. Phương pháp làm sạch đất bị ô nhiễm các chất hữu cơ cần dựa trên cơ sở giữa sự khác nhau của các chất ô nhiễm và đặc tính cụ thể của từng chất. Các nhân tố quan trọng ảnh hưởng tới quá trình làm sạch đất ô nhiễm chất hữu cơ độc hại là:

- Đặc điểm của từng loại đất như: cấu trúc đất, thành phần cơ giới, dung tích hấp phụ của đất (CEC), % chất hữu cơ, ....
- Thành phần và nồng độ chất ô nhiễm.
- Trạng thái vật lý của các chất ô nhiễm.
- Nguồn gốc của các chất ô nhiễm.

Nhìn chung, khả năng làm sạch phụ thuộc nhiều vào thành phần và nồng độ các chất ô nhiễm, vì nó luôn tạo ra những thay đổi lớn trong đất như:

- Sự tạo thành các màng lỏng bao quanh các hạt đất.
- Sự hấp phụ bề mặt các hạt keo đất.
- Sự hấp thu các chất hữu cơ độc hại trong các khoảng trống của đất.
- Sự hoà tan trong pha lỏng và pha khí của đất (hình 8.30).



Hình 8.30. Mô hình xử lý HCBVTV tồn lưu ở Nghệ An

Lần đầu tiên ở Việt Nam, Sở TN&MT tỉnh Nghệ An đã tiến hành xử lý kho tồn lưu HCBVTV tại làng Kim Liên, huyện Nam Đàn theo phương pháp lý-hoá-sinh.

Kho có diện tích khoảng 1ha được ngăn với môi trường bên ngoài bằng những bức tường bê tông xung quanh tới độ sâu 1,5m. Tiến hành tạo độ dốc mặt bằng. Ở vị trí cao trồng bạch đàn trắng (*Eucalyptus camaldulensis*) xen keo lá tràm (*Acacia euriculiformis*) có bộ rễ ăn sâu nhằm khử các HCBVTV bằng phương pháp sinh học. Nước (nước mưa, nước rửa) các hoá chất xuống vị trí trung và cho đi qua bức "tường hoá học" gồm 3 lớp: sỏi, cát vàng và than hoạt tính. Nước hứng sau bức tường bê tông thải ra đồng lúa đem phân tích và không phát hiện thấy dư lượng HCBVTV (hình 8.30).

Khi giải quyết vấn đề này cần xem xét đến các nhóm thuốc trừ sâu hữu cơ và vô cơ với các đặc tính chung và riêng của từng nhóm thuốc. Ví dụ: nhóm các phân tử cation, các phân tử hữu cơ kiềm, các phân tử hữu cơ axit, các phân tử hữu cơ không ion hoá.

Trạng thái vật lý và các quá trình chuyển hoá lý - hoá học và sinh học của các HCBVTV đóng vai trò rất quan trọng trong quá trình làm sạch đất. Để đi đến một quyết định cuối cùng là xử lý các đất ô nhiễm này bằng biện pháp nào, cần có một bài toán thật logic và sự phối kết chặt chẽ giữa các hằng số ổn định và các tham số dễ biến động trong môi trường sao cho có tính khả thi cao nhất, tối ưu nhất; đảm bảo được tính bền vững, tính ổn định, tính an toàn, tính hiệu quả và khả năng dễ dàng chấp nhận. Trong các phương pháp chính được áp dụng, để phục hồi những vùng đất đã bị ô nhiễm HCBVTV thì phương pháp loại bỏ các chất ô nhiễm nhờ quá trình chuyển hoá và phân giải sinh học được áp dụng khá rộng rãi và có tính khả thi cao tại một số nước trên thế giới.

#### ***b) Một số biện pháp xử lý đất ô nhiễm hoá chất bảo vệ thực vật trên thế giới và Việt Nam***

Việc sử dụng HCBVTV không hợp lý gây ô nhiễm môi trường và mức độ ô nhiễm tùy theo dư lượng trong đất, nước, không khí. Hiện nay, trên thế giới đã có nhiều biện pháp khác nhau được nghiên cứu và sử dụng để xử lý các đối tượng nhiễm HCBVTV cũng như tiêu huỷ chúng. Những biện pháp được sử dụng chủ yếu là:

- Phá huỷ bằng tia cực tím (hoặc bằng ánh sáng Mặt Trời).
- Phá huỷ bằng vi sóng Plasma.
- Phá huỷ bằng ôzôn/UV.
- Oxy hoá bằng không khí ướt.
- Oxy hoá bằng nhiệt độ cao (thiêu đốt, nung chảy).
- Phân huỷ bằng công nghệ sinh học.

#### ***Phá huỷ bằng tia cực tím (UV) hoặc bằng ánh sáng Mặt Trời:***

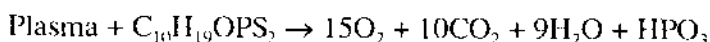
Các phản ứng phá huỷ bằng tia cực tím (UV), bằng ánh sáng Mặt Trời thường làm gãy mạch vòng hoặc gây các mối liên kết giữa Clo và cacbon hoặc nguyên tố khác trong cấu trúc phân tử của chất hữu cơ và sau đó thay thế nhóm Cl bằng nhóm phenyl hoặc nhóm hydroxyl và giảm độ độc của hoạt chất. Ưu điểm của biện pháp này là hiệu suất xử lý cao, chi phí cho xử lý thấp, rác thải an toàn ngoài môi trường. Tuy nhiên, nhược điểm của biện pháp là không thể áp dụng để xử lý chất ô nhiễm chảy tràn và chất thải rửa có nồng độ đậm đặc. Nếu áp dụng để xử lý đất ô nhiễm thì lớp đất trực tiếp được tia UV chiếu không dày hơn 5mm. Do

đó, khi cần xử lý nhanh lớp đất bị ô nhiễm tới các tầng sâu hơn 5mm thì biện pháp này ít được sử dụng và đặc biệt trong công nghệ xử lý hiện trường.

### ***Phá huỷ bằng vi sóng Plasma:***

Biện pháp này được tiến hành trong thiết bị cấu tạo đặc biệt. Chất hữu cơ được dẫn qua ống phản ứng ở đây là Detector Plasma sinh ra sóng phát xạ electron cực ngắn (vi sóng). Sóng phát xạ electron tác dụng vào các phân tử hữu cơ tạo ra nhóm gốc tự do và sau đó dẫn tới các phản ứng tạo  $\text{SO}_2$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{HPO}_3^{2-}$ ,  $\text{Cl}_2$ ,  $\text{Br}_2$ ,... (sản phẩm tạo ra phụ thuộc vào bản chất HCBVTV).

Ví dụ: Malathion bị phá huỷ như sau:

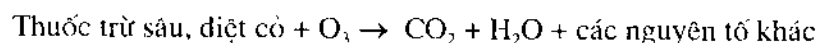


Kết quả thực nghiệm theo biện pháp trên, một số loại HCBVTV đã phá huỷ đến 99% (với tốc độ từ 1,8 đến 3kg/h).

Ưu điểm của biện pháp này là hiệu suất xử lý cao, thiết bị gọn nhẹ. Khí thải khi xử lý an toàn cho môi trường. Tuy nhiên, nhược điểm của biện pháp này là chỉ sử dụng hiệu quả trong pha lỏng và pha khí, chi phí cho xử lý cao, phải đầu tư lớn.

### ***Biện pháp ôzôn hoá/UV:***

Ôzôn hoá kết hợp với chiếu tia cực tím là biện pháp phân huỷ các chất thải hữu cơ trong dung dịch hoặc trong dung môi. Kỹ thuật này thường được áp dụng để xử lý ô nhiễm thuốc trừ sâu ở Mỹ. Phản ứng hoá học để phân huỷ hợp chất là:



Ưu điểm của biện pháp này là sử dụng thiết bị gọn nhẹ, chi phí vận hành thấp, chất thải ra môi trường sau khi xử lý là loại ít độc, thời gian phân huỷ rất ngắn. Nhược điểm của biện pháp là chỉ sử dụng có hiệu quả cao trong các pha lỏng, pha khí. Chi phí ban đầu cho xử lý là rất lớn.

### ***Biện pháp oxy hoá bằng không khí ướt:***

Biện pháp này dựa trên cơ chế oxy hoá bằng hỗn hợp không khí và hơi nước ở nhiệt độ cao  $> 350^\circ\text{C}$  và áp suất 150atm. Kết quả xử lý đạt hiệu quả 95%. Chi phí cho xử lý theo biện pháp này chưa được nghiên cứu.

### ***Biện pháp oxy hoá ở nhiệt độ cao:***

Biện pháp oxy hoá ở nhiệt độ cao có 2 công đoạn chính:

**Công đoạn 1:** Công đoạn tách chất ô nhiễm ra hỗn hợp đất bằng phương pháp hoá hơi chất ô nhiễm.

**Công đoạn 2:** Là công đoạn phá huỷ chất ô nhiễm bằng nhiệt độ cao. Dùng nhiệt độ cao có lượng oxy dư để oxy hoá các chất ô nhiễm thành  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{P}_2\text{O}_5$ .

Ưu điểm của biện pháp xử lý nhiệt độ cao là biện pháp tổng hợp vừa tách chất ô nhiễm ra khỏi đất, vừa làm sạch triệt để chất ô nhiễm; khí thải rất an toàn cho môi trường (khi có hệ thống lọc khí thải). Hiệu suất xử lý tiêu độc cao  $> 95\%$ ; cặn bã tro sau khi xử lý chiếm tỷ lệ nhỏ (0,01%).

Hạn chế của biện pháp này là chi phí cho xử lý cao, không áp dụng cho xử lý đất bị ô nhiễm kim loại nặng, cấu trúc đất sau khi xử lý bị phá huỷ, khí thải cần phải lọc trước khi thải ra môi trường.

### ***Biện pháp xử lý tồn dư HCBVTV bằng phân huỷ sinh học:***

Việc loại bỏ có hiệu quả tồn dư HCBVTV là một trong những khó khăn chính mà nền nông nghiệp phải đối mặt. Vi sinh vật đất được biết đến như những cơ thể có khả năng phân huỷ rất nhiều HCBVTV dùng trong nông nghiệp. Trong những năm gần đây, xu hướng sử dụng vi sinh vật để phân huỷ lượng tồn dư HCBVTV một cách an toàn được chú trọng nghiên cứu. Phân huỷ sinh học tồn dư HCBVTV trong đất, nước, rau quả là một trong những phương pháp loại bỏ nguồn gây ô nhiễm môi trường, bảo vệ sức khoẻ cộng đồng và phát triển kinh tế.

Biện pháp phân huỷ HCBVTV bằng tác nhân sinh học dựa trên cơ sở sử dụng nhóm vi sinh vật có sẵn trong môi trường đất, các sinh vật có khả năng phá huỷ cấu trúc hoá học phức tạp của HCBVTV và hoạt tính sinh học của HCBVTV. Nhiều nghiên cứu cho thấy rằng, trong môi trường đất, quần thể vi sinh vật luôn luôn có khả năng thích nghi đối với sự thay đổi điều kiện sống. Ở trong đất, HCBVTV bị phân huỷ thành các hợp chất vô cơ nhờ các phản ứng oxy hoá, thủy phân, khử oxy xảy ra ở mọi tầng đất và tác động quang hoá xảy ra ở tầng đất mặt. Tập đoàn vi sinh vật đất rất phong phú và phức tạp. Chúng có thể phân huỷ HCBVTV và sử dụng thuốc như là nguồn cung cấp chất dinh dưỡng, cung cấp cacbon, nitơ và năng lượng để chúng xây dựng cơ thể. Quá trình phân huỷ của vi sinh vật có thể gồm một hay nhiều giai đoạn, để lại các sản phẩm trung gian và cuối cùng dẫn tới sự khoáng hoá hoàn toàn sản phẩm thành  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  và một số chất khác. Một số loại HCBVTV thường chỉ bị một số loài vi sinh vật phân huỷ. Nhưng có một số loài vi sinh vật có thể phân huỷ được nhiều HCBVTV trong cùng một nhóm hoặc ở các nhóm HCBVTV có cấu tạo khác xa nhau. Các nghiên cứu cho thấy trong đất tồn tại rất nhiều nhóm vi sinh vật có khả năng phân huỷ các hợp chất phospho hữu cơ, ví dụ như nhóm *Bacillus mycoides*, *B. subtilis*, *Proteus vulgaris*,..., đó là những vi sinh vật thuộc nhóm hoại sinh trong đất. Rất nhiều vi sinh vật có khả năng phân huỷ 2,4-D, trong đó có *Achrombacter*, *Alcaligenes*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*,... Yadav J. S và cộng sự đã phát hiện nấm *Phanerochaete Chrysosporium* có khả năng phân huỷ 2,4-D và rất nhiều hợp chất hữu cơ quan trọng có cấu trúc khác như Chlorinated phenol, PCBs, dioxin, Monoaromatic và Polyaromatic hydrocacbon, Nitromatic. Năm 1974, Type and Finn đã dự báo khả năng thích nghi và sử dụng thuốc BVTV như nguồn dinh dưỡng cacbon của một số chủng *Pseudomonas* sp. khi chúng phát triển trên môi trường có chứa 2,4-Dichlorophenoxy axetic axit và 2,4-dichphenol. Năm 1976, Franci và cộng sự đã nghiên cứu về khả năng chuyển hoá DDT Analogues của chủng *Pseudomonas* sp. Năm 1977, Doughton và Hsieh khi nghiên cứu sự phân huỷ parathion như một nguồn dinh dưỡng thì quá trình phân huỷ diễn ra nhanh hơn. Ở Việt Nam, Nguyễn Thị Kim Cúc và Phạm Việt Cường đã tiến hành phân lập và tuyển chọn một số chủng thuộc chi *Pseudomonas* có khả năng phân huỷ được Metyl parathion và đạt được kết quả khả quan.

Quá trình phân huỷ HCBVTV của sinh vật đất đã xảy ra trong môi trường có hiệu suất chuyển hoá thấp. Để tăng tốc độ phân huỷ HCBVTV và phù hợp với yêu cầu xử lý, người ta đã tối ưu hoá các điều kiện sinh trưởng và phát triển của vi sinh vật như: pH, môi trường, độ ẩm, nhiệt độ, dinh dưỡng, độ thoáng khí, bổ sung vào môi trường đất chế phẩm sinh vật có khả năng phân huỷ HCBVTV.

Một số trở ngại có thể sử dụng vi sinh vật trong xử lý sinh học là những điều kiện môi trường tại nơi cần xử lý, như sự có mặt của các kim loại nặng nguy hại, nồng độ các chất ô nhiễm hữu cơ cao có thể làm cho vi sinh vật tự nhiên không phát triển được và làm chết vi sinh vật đưa vào, giảm đáng kể ý nghĩa thực tế của xử lý sinh học.



Có những phát minh mới mở rộng khả năng sử dụng vi sinh vật để xử lý ô nhiễm môi trường. Một ví dụ sử dụng các chủng vi sinh vật kháng các dung môi hữu cơ ở nồng độ rất cao. Ngoài ra, với những kỹ thuật sinh học phân tử hiện đại có thể tạo ra những chủng vi khuẩn có khả năng phân huỷ đồng thời nhiều hoá chất độc hại mà không yêu cầu điều kiện nuôi cấy phức tạp và không gây hại cho động, thực vật cũng như con người. Phương pháp này sẽ được ứng dụng rộng rãi trong tương lai vì ý nghĩa thực tế của nó khi xử lý các chất thải độc hại ngày càng được mọi người chấp nhận.

### **c) Xử lý đất ô nhiễm HCBVTV bằng biện pháp sinh học**

– Nguyên lý:

Nguyên lý chung của phương pháp là sử dụng vi sinh vật nhằm chuyển hoá các hợp chất ô nhiễm về dạng bình thường (thành  $\text{CO}_2$  và  $\text{H}_2\text{O}$ ). Sự phân huỷ sinh học tự nhiên của các chất ô nhiễm xảy ra ở hầu hết các môi trường đất trong một khoảng thời gian nhất định đã có sự tồn lưu các chất ô nhiễm. Tuy nhiên, những điều kiện này thường không thuận lợi để thực hiện khả năng làm sạch một cách nhanh chóng. Chính vì vậy, công nghệ sinh học đã tìm ra các điều kiện tốt hơn giúp vi sinh vật thực hiện quá trình phân giải các chất hữu cơ độc hại (khung 8.3).

#### **Khung 8.3. Xử lý tồn dư thuốc BVTV trong đất bằng vi sinh vật**

Các nhà khoa học thuộc Bộ môn Vi sinh vật (Viện Khoa học Kỹ thuật Nông nghiệp Việt Nam) đã nghiên cứu phân lập và tuyển chọn được một số chủng vi sinh vật mới có khả năng phân huỷ tồn dư thuốc bảo vệ thực vật trong đất trồng. Phương pháp này đơn giản, chi phí thấp, hiệu quả cao và đặc biệt không gây ô nhiễm trở lại đối với môi trường, bởi sử dụng vi sinh vật phân huỷ tồn dư thuốc bảo vệ thực vật trong đất trồng là áp dụng quy trình xử lý sinh học, bảo vệ được môi trường.

Một trong những thách thức nghiêm trọng của công tác an toàn vệ sinh trong môi trường nông nghiệp ở nước ta hiện nay là sự gia tăng đột biến về sử dụng thuốc bảo vệ thực vật và thuốc trừ sâu. Tốc độ phát triển nhanh chóng của nông nghiệp trong những năm qua đã khiến cho lượng thuốc bảo vệ thực vật và trừ sâu ở mức 6.500 – 9.000 tấn/năm trước năm 1995 lên đến 20.000 – 30.000 tấn/năm thời gian gần đây. Việc thiếu những kiến thức trong bảo quản và sử dụng thuốc trừ sâu đã gây ra nhiều vụ ngộ độc và ô nhiễm môi trường nghiêm trọng.

Giá thành sử dụng các chủng vi sinh vật này để cải tạo đất cũng tương đối rẻ, khoảng 30 đến 60 nghìn đồng/ha tùy theo nồng độ thuốc trừ sâu tồn dư trong đất.

Các điều kiện thuận lợi đối với vi sinh vật: nhiệt độ, độ ẩm đất, thế oxy hoá khử, nồng độ chất ô nhiễm, loại chất nhận điện tử, nhu cầu sử dụng nguồn dinh dưỡng C và N,...

Sự phân huỷ sinh học có thể diễn ra ở cả điều kiện hiếu khí và kỵ khí. Hầu hết các quá trình phân giải đều diễn ra trong quá trình hiếu khí, nhưng sự phân huỷ các hợp chất hữu cơ clo cần kết hợp cả 2 điều kiện trên.

– Tính ưu việt của phương pháp:

Những ưu điểm của việc áp dụng phương pháp sinh học để xử lý đất ô nhiễm:

- + Khả năng ứng dụng cao.
- + Giá thành hợp lý.
- + Phương pháp đơn giản, dễ vận hành.
- + Cần nguồn tài nguyên và năng lượng để duy trì quá trình ít hơn.
- + Khả năng dễ dàng sử dụng lại những vùng đất đã được xử lý.

+ Khả năng ứng dụng trong chiến lược cải tạo lại các vùng đất ô nhiễm bằng các công nghệ tổng hợp ban đầu.

+ Tính bền vững cao, giảm được rủi ro lâu dài.

+ Khả năng dễ dàng chấp nhận.

+ Thời gian xử lý nhanh.

– Bên cạnh đó, phương pháp cũng thể hiện một số hạn chế chính:

+ Công tác tìm kiếm và phân lập được những chủng vi sinh vật có khả năng chuyển hoá được các chất ô nhiễm là khó.

+ Tỷ lệ nhóm vi sinh vật tham gia phân huỷ sinh học thấp: Những vi sinh vật sau khi đã tìm được thường là những chủng “yếu” – khó có khả năng thích nghi cao với những biến đổi điều kiện môi trường phòng thí nghiệm và khi triển khai với quy mô đồng ruộng.

+ Nhiều hợp chất không có khả năng bị phân huỷ, kể cả trong tương lai.

+ Một số chất hữu cơ ô nhiễm tạo phức với các kim loại nặng trong dung dịch đất và phức hệ hấp phụ của keo đất làm giảm hiệu quả của quá trình.

Ví dụ về quá trình khoáng hoá thuốc diệt cỏ Phenylure isoproturon (3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylure) ở đất canh tác nông nghiệp của Đan Mạch:

Thuốc diệt cỏ Phenylure isoproturon (3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylure) từng được sử dụng rộng khắp một số vùng của Châu Âu và kết quả đã phát hiện thấy nồng độ vượt quá giới hạn cho phép ( $< 0,1\mu\text{g/l}$ ) đối với ngưỡng cho phép về dư lượng thuốc trừ sâu của cộng đồng Châu Âu.

Thuốc diệt cỏ Phenylure isoproturon (3-(4-isopropylphenyl)-1,1-dimethylure) (IPU) và hai chất chuyển hoá của nó là monodesmethyl-isoproturon (MDIPU) và 4-isopropyl anilin (4IA) đã được nghiên cứu trên nền đất nông nghiệp ở Đan Mạch. Khả năng khoáng hoá của isoproturon và 2 chất trao đổi đã được đưa ra trong 3 mẫu đất lấy từ độ sâu 0 – 25cm tại 3 điểm khác nhau (trên cánh đồng đã phun thuốc diệt cỏ từ 9 năm trước) với hàm lượng thuốc diệt cỏ: 34 – 45%, 51– 58%, và 33 – 36%; isoproturon, monodesmethyl-isoproturon và 4-isopropyl-anilin được đánh dấu  $^{14}\text{C}$  đã chuyển hoá thành  $^{14}\text{CO}_2$  trong 30 ngày ở  $20^\circ\text{C}$ . Điểm khác biệt thể hiện khá rõ khi so sánh ở 2 mẫu đất đối chứng được lấy từ một cánh đồng khác không bị ô nhiễm bởi thuốc này. Lượng  $^{14}\text{CO}_2$  tăng lên gấp 2 lần trong khoảng thời gian trung bình từ 1,6 – 3,2, 1,0 – 2,1, và 1,3 – 1,7 ngày đối với isoproturon, monodesmethyl-isoproturon và 4-isopropyl-anilin. Nghiên cứu đã chỉ ra tốc độ khoáng hoá có quan hệ khá chặt chẽ giữa các vi sinh vật đất và hàm lượng thuốc diệt cỏ tồn dư trong đất.

Chủng vi sinh vật *Sphingomonas*. sp đã được làm giàu, phân lập và nuôi cấy theo dõi con đường khoáng hoá của  $^{14}\text{C}$ -phenyl isoproturon thành  $^{14}\text{CO}_2$  và sinh khối. Những bước đầu tiên của quá trình chuyển hoá đã được làm sáng tỏ và tiếp đến là nghiên cứu những nhân tố môi trường ảnh hưởng tới vi khuẩn chuyển hoá isoproturon trong các đất nông nghiệp đã bị ô nhiễm loại thuốc diệt cỏ này.

## TÓM TẮT CHƯƠNG 8

Đây là chương quan trọng nhất để cập tới các vấn đề đánh giá ô nhiễm đất về mặt hoá học và sinh học. Trước khi xem xét liệu đất ô nhiễm có cần phải xử lý hay không thì cần thiết tiến hành ĐGRR. Nội dung của chương đề cập đến các nguyên lý chung trong ĐGRR và khái niệm, nguyên tắc của ĐGRR môi

trường đất. Một nội dung quan trọng của chương này đề cập đến các biện pháp xử lý ô nhiễm môi trường đất. Trong đó nhấn mạnh đến các yêu cầu khi xử lý đất bị ô nhiễm và các biện pháp xử lý, bao gồm những biện pháp truyền thống với kỹ thuật cứng và kỹ thuật mềm và sau đó trình bày chi tiết các biện pháp lý – hoá học hiện đại xử lý đất ô nhiễm với những phương pháp xử lý ô nhiễm đất bằng nhiệt, phương pháp xử lý đất bằng tách chiết/phân cấp cỡ hạt, rửa đất ô nhiễm ở điều kiện tự nhiên và sử dụng hệ thống điện cực để xử lý đất ô nhiễm. Nội dung chương dành thời lượng đáng kể để cập đến các công nghệ xử lý đất ô nhiễm bằng các tác nhân sinh học, hiện được thế giới quan tâm do chi phí thấp và thân thiện với môi trường như: sử dụng thực vật xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong đất, xử lý ô nhiễm đất bằng vi sinh vật, sử dụng *Aspergillus* sp. để xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng và ứng dụng kỹ thuật sinh học để xử lý đất bị ô nhiễm HCBVTV.

## CÂU HỎI

1. Nêu và phân tích phương pháp đánh giá ô nhiễm đất về mặt hoá học và sinh học.
2. Trình bày khái niệm, nguyên tắc và phương pháp ĐGRR môi trường đất.
3. Trình bày các yêu cầu chung khi xử lý ô nhiễm môi trường đất.
4. Nêu và giải thích nội dung của phương pháp truyền thống xử lý ô nhiễm đất (kỹ thuật cứng và kỹ thuật mềm).
5. Trình bày nội dung phương pháp xử lý ô nhiễm đất bằng nhiệt và tách chiết/phân cấp cỡ hạt.
6. Lấy 2 ví dụ và giải thích công nghệ xử lý đất ô nhiễm bằng các tác nhân sinh học.
7. Nêu và giải thích kỹ thuật xử lý đất bị ô nhiễm hoá chất bảo vệ thực vật.

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Lê Huy Bá, 2008. *Môi trường nông nghiệp nông thôn vùng Nam Trung Bộ -- Những vấn đề nổi cộm*. Báo cáo tại Hội nghị khoa học về MT nông nghiệp và nông thôn, ĐH Huế, tháng 11 năm 2008.
2. Bộ NN&PTNT, 2005. *Diện tích, trữ lượng rừng và đất chưa sử dụng quy hoạch cho lâm nghiệp năm 2005*. Hà Nội, tháng 6 năm 2005.
3. Nguyễn Văn Cư, 2001. *Nguyên nhân, giải pháp phòng ngừa và ngăn chặn quá trình hoang mạc hoá vùng Nam Trung Bộ (vùng Ninh Thuận, Bình Thuận)*. Báo cáo tổng kết đề tài KHCN cấp Nhà nước KHCN – 07 – 01.
4. 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.
5. 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 I.
6. Chkanhikov D.I., 2004. *Sự phân huỷ của 2,4–D và 2,4,5–T trong cây cối và trong đất*
7. 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, 2004.
8. 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 Hoà, từng bước xây dựng và đề xuất ngưỡng phục vụ cho giải pháp khắc phục*. Báo cáo tổng kết đề tài.
9. Lê Đức – Nguyễn Xuân Cư – Trần Thị Tuyết Thu, 2007. Bài giảng môn học: *Ô nhiễm đất và các biện pháp xử lý*, trường Đại học KIHN Hà Nội.
10. Hội Khoa học đất Việt Nam, 2000. *Đất Việt Nam*. NXB Nông Nghiệp.
11. Đồng Thị Minh Hậu, Hoàng Thị Thanh Thuý, 2008. *Nghiên cứu một số thực vật có khả năng hấp thu các kim loại nặng (Cr, Cu, Zn) chứa trong bùn nạo vét từ kênh Tân Hoà – Lò gôm*. Tuyển tập: Bảo vệ môi trường và phát triển bền vững. Hội Bảo vệ thiên nhiên và MT Việt Nam. NXB Khoa học và Kỹ thuật, 2008.
12. 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 hoá học ở mũi Cà Mau*. Hội thảo Quốc tế về tác động lâu dài của chiến tranh hoá học ở Việt Nam.
13. Nguyễn Đức Huệ, Đỗ Quang Huy, 2000. *Nghiên cứu quang phân huỷ dioxin với sự có mặt của chất xúc tác bán dẫn*. UB 10–80, Kỷ yếu công trình, quyển II, phần I.
14. Lê Văn Khoa, 2004. *Sinh thái và môi trường đất*. NXB ĐHQG, Hà Nội.
15. Lê Văn Khoa – Trần Thiện Cường, 2002. *Môi trường nông thôn Việt Nam*. NXB Nông nghiệp, 2002.
16. Lê Văn Khoa, 2002. *Nông nghiệp và môi trường*. NXB Giáo dục.
17. Lê Văn Khoa, Nguyễn Xuân Quýnh, Nguyễn Quốc Việt, 2007. *Chỉ thị sinh học môi trường*. NXB Giáo dục.

18. Lê Văn Khoa, Hoàng Xuân Cơ, 2008. *Toàn cầu hoá và các vấn đề môi trường nảy sinh trong nông nghiệp và nông thôn*. Tạp chí Tài nguyên và Môi trường, Bộ Tài nguyên và Môi trường, số 2, 2008.
19. Đặng Đình Kim và ctg, 2008. *Điều tra đánh giá hiện trạng ô nhiễm môi trường và khu hệ thực vật tại một số vùng khai thác mỏ của Thái Nguyên, tuyển chọn các loài thực vật điển hình cho xử lý As, Cd, Pb, và Zn*. Tuyển tập báo cáo lần thứ 1. Chương trình KC.08.06–10.
20. Võ Văn Minh, 2007. *Khả năng hấp thụ cadimi, chì và crom trong đất của cỏ lương bài (Vetiveria zizanioides (L.))* Tạp chí Khoa học đất, số 27, 2007.
21. Võ Văn Minh, 2008. *Khả năng tích lũy kẽm và đồng của cỏ Vetiver trong các môi trường đất khác nhau*. Tạp chí Khoa học đất, số 30, 2008.
22. Nguyễn Xuân Nết, 2001. *Tổng quan về độ tồn lưu của dioxin tại các khu vực đã nghiên cứu ở miền Nam Việt Nam*.
23. Nguyễn Đức Ngữ, 2008. *Biến đổi khí hậu với hạn hán và hoang mạc hoá ở Việt Nam*. Hội thảo BĐKH toàn cầu và các giải pháp ứng phó của Việt Nam, Hà Nội 2008.
24. Nguyễn Đức Ngữ, 2007. *Tác động của ENSO đến thời tiết, khí hậu, môi trường và kinh tế- xã hội ở Việt Nam*. Hội thảo Quốc gia về ĐDSH và BĐKH. Hà Nội tháng 5/2007.
25. Lê Duy Phong, Tô Đình Mai, 2007. *Góp phần nghiên cứu chính sách lâm nghiệp ở Việt Nam trong thời kỳ công nghiệp hoá*. NXB Nông nghiệp, 2007.
26. Nguyễn Xuân Quỳnh, 2005. *Báo cáo tổng kết đề tài: Đánh giá ảnh hưởng của chất độc hoá học và quá trình biến đổi các hệ sinh thái khu vực Mã Đà (Đồng Nai, Bình Phước, Bình Dương) và hồ Biên Hùng (Tp. Biên Hoà)*.
27. Nguyễn Hồng Sơn – Vũ Đình Tuấn, 2008. *Tổng quan về thực trạng sử dụng hoá chất bảo vệ thực vật ở Việt Nam*.
28. Ngô Tự Thành – Trần Thị Tuyết Thu – Hoàng Văn Chiến, 2007. *Sử dụng Aspergillus sp. xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng tại Thạch Thất, Hà Tây*.
29. Phạm Văn Ty – Vũ Nguyên Thành, 2006. *Công nghệ sinh học. Tập 5: Công nghệ vi sinh và môi trường*. NXB Giáo dục.
30. Doran J.W and Safley M., 2002. *Defining and Assessing Soil Health and Sustainable Productivity, Biological Indicators of Soil Health*. Washington DC, USA.
31. Jeremy Flay, 1999. *Sustainable Agriculture Sollution*. The Novello Press Ltd, London.
32. Ellis S. and Mellor A, 1995. *Soil and Environment*. Routledge, London.
33. McGrath SP & Zhao FJ, 2003. *Phytoextraction of metals and metalloids*. Curr.Opin. Biotechnol. 14: 277–282. Chapman & Hall. London.Weinheim. New York. Tokyo.
34. Environmental Risk Assessment, Monitoring & Remedial Action for Pesticide residues. HCM city, 18–20 March 2002.
35. Garon B; R. Calvet; R. Prost, 1996. *Soil pollution. Processes and Dynamics*. Springer.
36. F.A.M. de Haan, 1995. *Chemical degradation of soil as the result of the use of mineral fertilizers and pesticides*. Agricultural University de Dreijen 3 the netherlands.
37. M.L. Brusseau và R.M.Miller), 2003. *Pollution Science*. USA.

38. Nico M.van Straalen and Hans Lokke, 1997. *Ecological Risk Assessment of Contaminants in soils*.
39. Robinson et al, 2003. *Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability*. Plant Soil 249: 117–125.
40. Suresh & Ravishankar, 2004. *Phytoremediation – A novel and promising approach for environmental clean-up*. Crit Re Biotech 24: 97–124.
41. B.Yaron, R. Calvet; R. Prost, 1996. *Soil Pollution, Processes and Dynamics*. Springer, Berlin
42. Consequences of Dioxin contamination during the Vietnam War, SIDA  
<http://library.thinkquest.org/C0110400/usr/www/tq>, 2006. *Dioxin pollution soil*.
43. <http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/kouhou/env/e>  
*Measures agaist soil and Groundwater pollution*

*Chịu trách nhiệm xuất bản :*

Chủ tịch HĐQT kiêm Tổng Giám đốc NGÔ TRẦN ÁI  
Phó Tổng Giám đốc kiêm Tổng biên tập NGUYỄN QUÝ THAO

*Tổ chức bản thảo và chịu trách nhiệm nội dung:*

Chủ tịch HĐQT kiêm Giám đốc Công ty CP Sách ĐH-DN  
TRẦN NHẬT TÂN

*Biên tập nội dung và sửa bản in:*

NGUYỄN HỒNG ÁNH

*Trình bày bìa:*

BÍCH LA

*Thiết kế sách và chế bản:*

TRỊNH THỰC KIM DUNG

---

## **GIÁO TRÌNH Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT VÀ BIỆN PHÁP XỬ LÝ**

**Mã số: 7K840Y0 – DAI**

In 1.000 bản (QĐ : 16), khổ 19 x 27 cm. In tại Công ty in và Thương mại Sông Lam

Địa chỉ : Số 1, Phùng Chí Kiên, Cầu Giấy, Hà Nội

Số ĐKKH xuất bản : 195 – 2010/CXB/34 – 249/GD

In xong và nộp lưu chiểu tháng 4 năm 2010.



CÔNG TY CỔ PHẦN SÁCH ĐẠI HỌC - DẠY NGHỀ  
**HEVOBCO**  
25 HÀN THUYỀN - HÀ NỘI  
Website : [www.hevobco.com.vn](http://www.hevobco.com.vn)



VƯƠNG MIỆN KIM CƯƠNG  
CHẤT LƯỢNG QUỐC TẾ

## **TÌM ĐỌC**

### **Giáo trình về sinh thái và môi trường của Nhà xuất bản Giáo dục Việt Nam**

- |                                               |                                             |
|-----------------------------------------------|---------------------------------------------|
| 1. Khoa học môi trường                        | GS. Lê Văn Khoa                             |
| 2. Đất ngập nước                              | GS. Lê Văn Khoa                             |
| 3. Môi trường và giáo dục bảo vệ môi trường   | GS. Lê Văn Khoa                             |
| 4. Môi trường và phát triển bền vững          | PGS. Nguyễn Đình Hoè                        |
| 5. Cẩm nang quản lý môi trường                | PGS. Lưu Đức Hải                            |
| 6. Giáo trình Khoa học Trái Đất               | PGS. Lưu Đức Hải -<br>GS. Trần Nghi         |
| 7. Giáo trình Cơ sở môi trường không khí      | GS. Phạm Ngọc Hồ                            |
| 8. Giáo trình Động lực học lớp biên khí quyển | GS. Phạm Ngọc Hồ                            |
| 9. Giáo trình Cơ sở môi trường nước           | TS. Đồng Kim Loan -<br>PGS. Trịnh Thị Thanh |
| 10. Kinh tế môi trường                        | PGS. Hoàng Xuân Cơ                          |
| 11. Kinh tế chất thải                         | GS. Nguyễn Đình Hương                       |
| 12. Cơ sở sinh thái học                       | GS. Vũ Trung Tạng                           |
| 13. Sinh thái học các hệ sinh thái            | GS. Vũ Trung Tạng                           |
| 14. Sinh thái học các hệ sinh thái nước       | GS. Vũ Trung Tạng                           |

Bạn đọc có thể mua sách tại các Công ty Sách - Thiết bị trường học ở các địa phương hoặc các cửa hàng sách của Nhà xuất bản Giáo dục Việt Nam :

- Tại TP. Hà Nội : 25 Hàn Thuyên ; 187 Giảng Võ ; 232 Tây Sơn ; 23 Tràng Tiền.
- Tại TP. Đà Nẵng : 15 Nguyễn Chí Thanh ; 62 Nguyễn Chí Thanh.
- Tại TP. Hồ Chí Minh : Cửa hàng 451B - 453 ; Hai Bà Trưng - Quận 3 ;  
240 Trần Bình Trọng - Quận 5.
- Tại TP. Cần Thơ : 5/5, đường 30/4.

Website : [www.nxbgd.vn](http://www.nxbgd.vn)

Giáo trình môi trường đất



45,000



8934980012970



**Giá: 45.000đ**