

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique

ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
Département du Génie de l'Environnement

**Projet de fin d'études pour l'obtention
du diplôme d'Ingénieur d'Etat
en Génie de l'Environnement**

**ETUDE DE LA MIGRATION
DES POLLUANTS DANS LE SOL
(CAS DU PHENOL)**

Proposé par :

M^{lle} D. Arrar

Etudié par :

M^r Belghazi Abdenacer

Soutenu le : 20/09/2006

Devant le jury composé de :

M^r A. Nammane

chargé de cours

Président

M^{lle} D. Arrar

chargé de cours

Promotrice

M^{me} S.ZEBOUDJ

Chargée de cours

Examinatrice

M^{lle} A.Djamai.Zoughlache

Chargé de cours

Examinatrice

Promotion 2006

DEDICACES

A mes parents

Pour leur énorme sacrifice à m'offrir le repos et le bonheur

Pour l'éducation qu'ils m'ont inculqué.

Pour leur entier engagement à être à mes cotés à chaque fois que j'ai besoin d'un soutien moral et matériel. Très chers parents je ne vous remercierai jamais assez pour vos actes.

A mes frères.

A mes sœurs.

A toute ma grande famille.

A tout mes amis.

Ainsi qu'à tout ceux qui me sont chers.

REMERCIEMENT

J'exprime ma profonde reconnaissance et mes remerciements les plus sincères à M^{lle} J. Arrar qui m'a guidé, orienté, et m'a permis de travailler dans les meilleures conditions au laboratoire et pour avoir été disponible tout au long de cette étude.

Je tiens à remercier Monsieur le chef de département de pédologie à l'institut national d'agronomie qui m'a permis d'effectuer l'analyse granulométrique et quelques caractéristiques physico-chimiques du sol, et monsieur Zoughlache le chef de département de génie civil pour m'avoir permis d'effectuer les mesures de la perméabilité.

Un grand remerciement assez particulier aux étudiants de magistère du laboratoire des sciences et techniques de l'environnement pour m'avoir aidé et prodigué leur savoir faire.

Je remercie également tous les enseignants de la spécialité pour avoir contribué à ma formation.

J'exprime mes vifs remerciements à l'ensemble des membres du jury pour l'honneur qu'ils me font d'accepter d'examiner ce travail.

Enfin, je tiens à remercier toute personne ayant contribué d'une manière ou d'une autre à m'aider dans ce travail.

يهدف هذا العمل إلى دراسة ضواهر تنقل الملوثات في التربة. الملوث في الأرض إما أن يمتص في التربة أو يتنقل عبر التربة ليلوث المياه الباطنية.

البحث أضيء على القدرة التي تمتلكها التربة ليثبت الفينول، أولا عرضنا خصائص الفيزيوكيميائية و البيولوجية للتربة, كذلك طبيعة الفينول. ثانيا, تطرقنا إلى دراسة أثر نوع التربة, إرتفاع التربة إرتفاع محلول الفينول, إنخفاض النفاذية, والفعالية البيولوجية على قدرة التربة لامتصاص الفينول.

الكلمات المفتاحية: الامتصاص , تثبيت , تنقل , الفينول.

Résumé

Le but de ce travail est l'étude des phénomènes de migration de polluants dans un sol. Le polluant se trouvant dans le sol est soit fixé par le sol où se déplace à travers le sol et pollue les eaux souterraines.

L'étude est focalisée sur la capacité que possède le sol à retenir le phénol. En premier lieu, le sol est caractérisé par ces paramètres physicochimiques et biologiques ainsi que la nature de polluant. En second lieu, on a étudié l'influence de l'épaisseur de sol, le type du sol, l'activité biologique, le compactage du sol et la hauteur de la solution de phénol sur la cinétique de rétention.

Mots clés : adsorption, rétention, migration, phénol.

Abstract

The goal of this work is to study the phenomena of transfer of pollutants in a ground. The pollutant being in the ground is fixed by the ground or moves across the ground and pollutes underground water.

The study is focused on the capacity which has the ground to retain the phenol. Initially, the ground is characterized by these physico-chemicals and biological parameters as well as the nature of pollutant. Secondly, we have studied the influence of the thickness of ground, the type of the ground, the biological activity, the compaction of ground and the height of the phenol solution on the kinetics of retention.

Keywords: adsorption, retention, migration, phénol.

ABREVIATION

BTEX : Benzène, Toluène, ethylbenzene et Xylène.
DDT : dichlorodiphényltrichloroéthane.
DBO₅ : demande biologique en oxygène pendant 5 jours.
DCO : demande chimique en oxygène.
HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques.
MES : matière en suspension
PCB : polychlorobenzene.
TNT : trinitrotoluène.

NOMENCLATURE

B_d : densité de sol sec.
 b : Constante relative à l'affinité des sites d'adsorption (l/mg).
 C^* : la masse de contaminant adsorbée par masse de sol (mg/g).
 c : concentration de la solution contaminée à l'équilibre (mg/l).
 C (%) : fraction massique de carbone.
 C_e : Concentration d'adsorption à l'équilibre (mg/l).
 D_x : coefficient de dispersion dans la direction x .
 D_p : diamètre moyen des particules (mm).
 K_d : coefficient de distribution.
 K_{ow} : coefficient de partage d'un produit entre la phase organique et la phase aqueuse.
 K_{r-1} : constante d'atténuation de 1^{er} ordre qui inclut l'atténuation due à la dispersion longitudinale et la dégradation.
 K : perméabilité (cm/mn).
 K_f, n_f : constantes caractéristiques de l'équation de Freundlich.
 M_1 : masse du solide humide (g).
 M_2 : masse du solide sec (g).
 M_3 : masse du sol après calcination (g).
MO (%) : fraction massique de la matière organique.

M_s : masse du solide (g).

M_p : masse de l'eau dans les pores (g).

M_{ex} : masse d'eau en excès (g).

N (%) : fraction massique de l'azote total.

Q : débit (ml/mn).

Q_e : Quantité de phénol adsorbée par gramme de sol à l'équilibre ($mg \cdot g^{-1}$).

Q_m : Quantité maximale de phénol adsorbée par unité de masse de sol ($mg \cdot g^{-1}$).

R : facteur de retardation.

S : surface de la colonne (cm^2).

V_x : vitesse moyenne de migration de l'eau dans la direction de l'écoulement (x).

V_c : vitesse moyen de migration de contaminant dans la direction de l'écoulement (x).

V_s : volume du solide (ml).

V_p : volume d'eau emprisonné dans les pores (ml).

W_0 (%): fraction massique de l'humidité.

λ_{aq} : constante de dégradation de 1^{er} ordre en phase aqueuse.

λ_s : constante de dégradation de 1^{er} ordre en phase solide.

λ : constante de dégradation de 1^{er} ordre.

α_x : la dispersion longitudinale.

ρ_s : masse volumique de sol (g/ml).

ε : porosité

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I-1 : Activité des sites pollués.

Tableau I-2 : Nature des polluants rencontrés sur les sites.

Tableau I.3 : comparaison des valeurs-limites de quelques produits polluants courants.

Tableau I-4: valeurs maximales des paramètres de rejet des installations de déversement en Algérie.

Tableau I-5 : valeurs indicatives qui permettent de protéger l'écosystème.

Tableau II-1 : propriétés physiques du phénol.

Tableau III-1 : caractéristiques physico-chimiques des deux sols.

Tableau III-2 : dénombrement des bactéries.

LISTE DES FIGURES

Figure I-1 : pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe.

Figure I-2 : pollution par un produit plus léger que l'eau.

Figure I-3 : pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau.

Figure I-4 : dispositifs expérimentaux utilisés pour l'étude de la mobilisation des polluants par les eaux d'infiltration.

FigureII-1 : colonnes utilisées pour l'étude de la rétention de phénol par le sol.

Figure II-2 : dispositif de mesure de la perméabilité.

Figure II-3 : triangle de texture.

FigureIII-1 : linéarité d'adsorption de phénol par le sol en appliquant l'isotherme de Langmuir.

FigureIII-2 : linéarité d'adsorption de phénol par le sol en appliquant l'isotherme de Freundlich.

Figure III-3 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de percolation pour le sol sableux.

Figure III-4 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de percolation pour le sol argileux.

Figure III-5 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de percolation pour le sol mélangé

Figure III-6 : temps de saturation de sol en fonction de la hauteur de la colonne.

Figure III-7 : évolution de la concentration de phénol pour les trois types de sols.

Figure III-8 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre le sable et le sable stérilisé pour une hauteur de sable de 200mm.

Figure III-9 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre l'argile et l'argile stérilisé pour une hauteur de sol de 200mm.

Figure III-10 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre l'argile et l'argile stérilisé pour une hauteur de sol de 500mm.

Figure III-11 : évolution de débit de percolation de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol argileux pour une colonne de 30mm de hauteur et 40mm de charge.

Figure III-12 : évolution de débit de percolation de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol pour une colonne de 500mm de hauteur et 40mm de charge.

Figure III-13 : évolution de la concentration de phénol en fonction de la charge de la solution de phénol.

Figure III-14 : évolution de débit de percolation en fonction de la charge.

Sommaire

Introduction générale.....	1
----------------------------	---

Chapitre I : Revue bibliographique

I- Généralités sur le sol

I-1-proprietes du sol.....	2
• Texture.....	2
• Structure.....	2
• Porosité.....	2
• Perméabilité.....	3
• Pouvoir adsorbant	3
• Activité biologique.....	3

II- La pollution de sol

II-1-Différents polluants dans le sol.....	6
• Les engrais.....	6
• Les métaux lourds	6
• Les hydrocarbures.....	7
• Les pesticides	7
• Les pluies acides.....	8
II-2-Réglementation.....	8
II-3-Comportement des polluants dans le sol.....	12
II-3-1-Rétention dans le sol.....	17
II-3-2-Transfert dans le sol.....	17
II-3-3-Transfert dans la zone non saturée.....	17
II-3-4-Evolution en milieu saturé.....	18
II-4-Comportement des hydrocarbures dans le sol.....	20
II-4-1-Transfert diffusif de 2, 4,6 trinitrotoluène TNT.....	21
II-5-Les métaux dans le sol et leurs transferts.....	22
II-5-1-Transfert de plomb dans le sol.....	22
II-6-Le comportement hydraulique d'un sol pollué par les HAP.....	22

II-7-Adsorption et désorption des polluants.....	24
--	----

III- Modélisation mathématique

III-1-Dispersion transversale et longitudinale.....	26
III-2-Transport unidimensionnel.....	27
III-3-Transfert multidimensionnel.....	29

Chapitre II : Description de l'installation et méthodologie de mesures

II- 1-Description de l'installation.....	32
II-2-Etude du sol.....	33
II-2-1-Méthodologie des analyses des paramètres physicochimiques du sol.....	33
• pH.....	33
• Conductivité.....	34
• Carbone organique : méthode Ann.....	34
• Dosage de l'azote : méthode Kjeldahl.....	34
• L'humidité.....	35
• Matière organique totale.....	35
• Masse volumique du solide.....	35
• Calcul de la porosité.....	36
• Perméabilité.....	36
• Analyse granulométrique	38
• Diamètre moyen des particules	39
• La capacité d'adsorption.....	39
II-2-2- Dénombrement des bactéries du sol.....	40
• Préparation des dilutions.....	41
• Ensemencement sur boîte pétri.....	41
II-3-Généralités sur le phénol.....	41
• Propriétés physiques.....	42
• Dosage du phénol.....	42

Chapitre III : Résultats expérimentaux et interprétations

III-1-Caractéristiques des sols.....	44
III-2-Etude de la percolation.....	47
1- Concentration de phénol pour différents types de sols.....	47
2- Influence de type du sol.....	50
3- L'activité biologique.....	51
4- Influence de phénomène de compaction.....	53
5- Influence de la charge de la solution de phénol.....	55
Conclusion.....	58

Bibliographie

Annexe

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Le sol, couche de terre meuble de l'écorce terrestre, constitue une interface entre la lithosphère, l'atmosphère, la biosphère, les activités humaines et l'hydrosphère. La pollution du sol issue de diverses activités humaines peut être à l'origine de la pollution des eaux souterraines, les pratiques de fertilisation intensives et les rejets d'effluents industriels et domestiques ont augmenté la teneur en nitrates des eaux de nappes.

Beaucoup de substances qui parviennent dans le sol peuvent être très dangereuses pour les microorganismes, les plantes, les animaux et les êtres humains, une telle pollution du sol peut agir de deux façons : d'une part les substances elles mêmes peuvent être directement nuisibles pour les plantes, et dans certains cas aussi directement pour les animaux et les êtres humains ; d'autre part, ces composés peuvent être enlevés du sol par lessivage et parvenir dans la nappe phréatique.

L'étude des phénomènes de transferts de polluants dans les sols qui fait l'objet de notre étude est de plus en plus indispensable. La migration des polluants dans le sol est étroitement liée à la nature et le type du sol et la nature du polluant. Ces phénomènes s'avèrent très complexes dans le sens où les interférences entre polluants et éléments de sol sont difficiles à être définies.

Dans cette optique, nous avons réparti notre travail en trois chapitres :

Le premier chapitre : on a cité les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Puis, on a présenté certains polluants fréquents dans les sols ainsi que leurs comportements vis-à-vis des sols. Enfin une modélisation spatio-temporelle de la concentration de polluants dans les sols.

Le deuxième chapitre est consacré à la description du dispositif expérimental, les méthodologies pour déterminer les caractéristiques physico-chimiques et physiques du sol ainsi que les propriétés du phénol sont bien y définies.

Dans le dernier chapitre, on a présenté les résultats expérimentaux ainsi que leurs interprétations. Enfin, une conclusion générale synthétisant le présent travail et les perspectives envisagées.

CHAPITRE I

CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

I- Généralités sur le sol

Le sol est un milieu complexe composé d'une phase solide (organique et inorganique), d'une phase liquide (eaux charriants des substances dissoutes), et d'une phase gazeuse (air contenu dans le sol).

Parmi les composés minéraux des sols, on trouve les silicates, les cations de cuivre, de magnésium, et de potassium, le fer, l'aluminium ainsi que les nitrates et les phosphates. L'humus constitue l'ensemble des substances organiques mortes, végétales et animales présentes dans les sols, ces substances sont hydrophiles.

Les argiles sont des aluminosilicates constitués en couches. Par des échanges d'ions, ils peuvent fixer des cations et contribuent à l'effet tampon du sol [1].

Les propriétés du sol sont déterminées par la taille des particules constitutives (texture) et par leur organisation (structure):

- Texture.

En fonction de la taille des particules, on distingue, en général, les fractions supérieures à 2 μ m, les limons (2 à 50 μ m) et le sable (50 μ m à 2mm) qui vont constituer le squelette, et la fraction inférieure à 2 μ m : l'argile. Le squelette a un rôle essentiellement stérique : il constitue la carcasse du sol et ménage une certaine porosité. La fraction argile a des propriétés colloïdales qui sont corrélées avec ses propriétés de surface [2]. La classe texturale est définie sur la base des rapports de masse de ces trois fractions.

- Structure

La structure du sol est généralement définie par l'arrangement réciproque et l'orientation des particules dans le sol. En général, il est possible de reconnaître trois types de structures : à particules isolées, massives et/ou agrégats.

- Porosité.

La circulation et la rétention de l'eau se font grâce au réseau poreux. Ainsi l'eau est dite gravitaire si elle circule librement dans les fissures ou les pores de diamètre supérieur à 50 ou 100 μ m. L'eau capillaire est retenue dans des pores plus fins avec une pression d'autant plus forte

que la taille des pores diminue [2]. La porosité est un indice du volume relatif aux pores du sol, sa valeur oscille entre 0,3 et 0,6.

- Perméabilité.

Il s'agit de l'aptitude du sol à laisser passer l'eau vers les couches inférieures sous l'action d'un gradient hydraulique ; la perméabilité est étroitement liée à la texture et la structure du sol. Sa détermination est nécessaire au calcul des réseaux de drainage, mais elle est délicate, quelle que soit la méthode utilisée, car elle ne peut intervenir que sur un matériau non remanié.

On distingue d'un point de vue hydrogéologique deux types de roches [3] :

- Les roches à perméabilité d'interstices, comme les sables et les graviers ;
- Les roches à perméabilité de fissures, que l'on observe sur la roche calcaire.

- Pouvoir adsorbant.

Le sol est caractérisé par sa capacité d'adsorption, c'est-à-dire le pouvoir que possède le complexe argilo-humique de fixer énergiquement à sa surface des ions minéraux provenant de la solution du sol. Certaines argiles impliquent une grande capacité d'échange ionique selon leurs charges. Ainsi, la nature électrostatique du sol a une influence très importante sur la rétention des constituants organiques [4].

Le pH joue un rôle déterminant dans le comportement des éléments chimiques, mais aussi le comportement des êtres vivants [2].

- Activité biologique.

La flore microbienne tellurique très variée, dépend de la matière organique, de l'humus, de l'âge du sol et de son épaisseur et comprend des bactéries, des champignons, des algues, des protozoaires et des virus.

Les bactéries sont les représentants les plus importants de ce microsystème. Le dénombrement en révèle plusieurs milliards par gramme [5]. Ce sont des autotrophes ou des hétérotrophes, des aérobies ou des anaérobies, des mesophiles, des psychrophiles ou des thermophiles. Ce sont aussi des types spécialisés dans la dégradation de la cellulose, de la lignine, de la pectine, des réducteurs des sulfates et des oxydants du soufre, des fixateurs d'azote et des nitrificateurs, ...etc. [5].

Les genres de bactéries prédominants sont les streptomycètes, les nocardia, les micromonospora.

Des centaines d'espèces de champignons sont aussi présents dans le sol, il se développent en surface et s'insèrent dans les couches superficielles par leur prolongement mycélien, ils contribuent à la décomposition de la cellulose, de la lignine et toute les molécules organiques.

Comparativement, les algues ont une importance mineure en nombre et en activité. Les protozoaires qui vivent à leurs dépens maintiennent et contrôlent l'équilibre biologique du système [5].

Le processus de décomposition de la matière organique est causé par l'action d'un grand nombre de bactéries et de champignons. Le contenu organique du sol a un rôle important pour l'équilibre biologique de ces derniers [6].

II- la pollution du sol.

Selon Larousse, la pollution du sol est définie comme étant la dégradation d'un milieu naturel par des composés toxiques. Elle correspond à l'accumulation de composés toxiques qui ont des effets nocifs sur la croissance des plantes, la santé des animaux et des êtres humains [7].

La pollution des sols provient le plus souvent :

- d'anciennes pratiques sommaires d'élimination des déchets ;
- des fuites ou d'épandage de produits chimiques (accidentels ou pas) ;
- de retombées atmosphériques.

Il y a trois grandes familles de sites pollués [8] :

- les anciennes décharges ;
- les sols pollués à la suite d'infiltration ou de déversements de substances polluantes liées aux activités de production ou de transformation passées ou présentes, ou à des accidents de transport ;
- les dépôts industriels ou les déchets et produits chimiques abandonnés suite à des activités industrielles tels les forages dans l'industrie pétrolière.

La typologie des sites peut être approchée par le tableau I-1, en terme d'industrie d'origine.

Tableau I-1: Activité des sites pollués [8].

Activité	(%)
Métaux ferreux.....	19.5
Chimie, parachimie, pharmacie.....	16.9
Traitement et élimination des déchets.....	15.6
Autres.....	14.5
Pétrole et gaz naturel.....	12.9
Carbochimie et usines à gaz.....	12
Métaux non ferreux.....	6

La nature des polluants rencontrés (seuls ou en mélange) sur ces sites (à partir de 156 cas étudiés) est donnée dans le tableau I-2.

Tableau I-2 : Nature des polluants rencontrés sur les sites [8].

Polluants	(%)
Hydrocarbures.....	19
Plomb.....	20
Hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	19
Solvants halogénés.....	15
Chrome.....	15
Zinc.....	15
Cyanures.....	12
Cuivre.....	11
Arsenic.....	10
Nickel.....	8
Polychlorobiphényles.....	7
Solvants non halogénés.....	7
Cadmium.....	7
Mercure.....	6

Les polluants sont de natures très variées telles que les éléments traces, les solvants halogénés, les nitrates, les pesticides, Les plus fréquemment rencontrés sont les produits hydrocarbonés [9].

II-1-Différents polluants dans le sol

- **Les engrais**

L'eau d'une nappe ne contient naturellement pas de composés azotés : ceux-ci, provenant de la décomposition de la matière organique par les micro-organismes ; sont minéralisés en azote gazeux ou restent en faible quantité dans le sol. C'est l'augmentation artificielle de la quantité d'azote disponible dans le sol qui crée un déséquilibre entre l'apport et la consommation et produit un excès d'azote qui est finalement entraîné vers la nappe. Cet azote se trouve sous forme de nitrates et d'ammonium.

Leur origine est principalement agricole, la pollution engendrée est diffuse et est le résultat de [10] :

- L'excès de matière organique végétale en décomposition sur et dans le sol après la récolte, après un déboisement.
- L'épandage d'engrais azotés en quantités supérieures aux besoins des plantes cultivées : engrais chimiques (nitrates de potasse, scories,...) et engrais organiques (fumier, lisier, boues de station d'épuration...).

- **Les métaux lourds**

Les métaux lourds arrivent dans le sol par le traitement des cultures avec des produits à base de cuivre (fongicides) ou les apports d'engrais, de lisiers, de boues ou de composts qui peuvent contenir du cadmium, du zinc, du plomb, du mercure ou du chrome.

Ils peuvent être solubilisés dans l'eau du sol et être prélevés par les plantes ou rejoindre les nappes d'eau souterraines. Le vent transporte le plomb contenu dans les fumées industrielles et les gaz d'échappement des voitures et se dépose sur le sol [11].

Les métaux lourds, comme le mercure, le cadmium, le plomb, le chrome, sont toxiques et rendent l'eau inutilisable pour l'usage domestique et agricole [10].

- **Les hydrocarbures**

La pollution par les hydrocarbures est due à des rejets, volontaires ou non, de produits pétroliers. Elle relève à la fois de la pollution chimique et de la pollution organique. On distingue :

- Les hydrocarbures aromatiques : benzène, toluène, xylène, etc., à bas point d'ébullition, qui sont des poisons violents. Les doses toxiques vont de 10 à 90 ppm pour le benzène et seulement de 4 à 5 ppm pour le naphthalène. Le plus souvent, on trouve les hydrocarbures aromatiques polycycliques dont les propriétés importantes sont leur caractère ubiquiste et leur génotoxicité, de plus ils sont mutagènes et cancérigènes [12]. Divers travaux classiques ont montré que les HAP sont distribués sur de nombreux sols et sédiments.
- Les hydrocarbures paraffiniques, à point d'ébullition plus élevé, comme le Kérosène et certains lubrifiants sont moins toxiques mais perturbent divers mécanismes biologiques par blocage des organes sensoriels ;
- Les hydrocarbures oléfiniques, abondants dans les produits raffinés, ils ont une action comparable à celle des paraffines.
- Les hydrocarbures halogénés : en particulier les PCB, ces derniers sont toxiques, sujets à la bioaccumulation, ils persistent dans l'environnement à cause de leur lente biodégradabilité et dégagent des dioxines sous certaines conditions. Ils sont fortement soupçonnés d'être cancérigènes, sans pour autant que cela ait été prouvé [13].

Quasiment tous les hydrocarbures sont biodégradables par voie aérobie. Les composés les plus facilement biodégradables sont les alcanes et les composés aromatiques à un seul cycle (notamment BTEX). En règle générale, plus la masse moléculaire des hydrocarbures augmente et plus les vitesses de dégradation aérobie diminuent [3].

Une exception est à noter pour certains hydrocarbures très légers qui peuvent être toxiques par effet « solvant ».

- **Les pesticides**

Ils recouvrent les insecticides, les fongicides et les herbicides. Ils se retrouvent dans le sol sous forme de résidus. Les résidus peuvent être dissous dans l'eau du sol et entraînés vers les nappes phréatiques malgré leur fixation par adsorption sur les constituants du sol.

- **Les pluies acides**

Elles sont liées à l'accroissement depuis 1900 des émissions de SO_2 ou NO_2 provenant en majorité de l'industrie et des transports. Le pH de l'eau de pluie est alors souvent compris entre 4 et 5, voir inférieur à 4. Au niveau de la planète, c'est le sol qui constitue le meilleur milieu tampon et qui empêche l'acidification excessive des écosystèmes ou de l'eau.

Les problèmes de dépérissement des forêts ou d'acidification excessive des eaux superficielles se manifestent dans les pays nordiques où les sols sont très acides. En France, les sols des Landes et des massifs cristallins ont des charges critiques faibles. Dans les Vosges une corrélation a été établie entre les risques de mortalité chez la truite (par toxicité) et les charges critiques des bassins versants. En agriculture, on compense cette acidité par le chaulage périodique du sol [14].

II-2-Réglementation

L'implantation et l'exploitation d'une décharge, d'un dépôt ou d'une installation de traitement des déchets doivent être autorisées par les services de l'administration compétente en matière de gestion des déchets, d'eau, de la ressource du sous-sol et d'aménagement du territoire [15]. Les centres de valorisation, de traitement et d'élimination de déchets (toxiques, hospitaliers, d'incinération,...) sont soumis à des études d'impact [15].

Les producteurs de déchets susceptibles de produire des effets nocifs sur le sol, la flore ou la faune sont tenus par l'article 90 d'en assurer l'élimination. Certaines catégories de ces déchets ne peuvent être traitées que dans les installations prévues ou agréées selon l'article 98 relatif à la réglementation algérienne [16].

Les informations concernant l'origine, la nature, les caractéristiques, les quantités, la destination et les modalités d'élimination des déchets que produisent, importent, transportent ou éliminent les entreprises doivent être fournies au ministre chargé de l'environnement en vertu de l'article 97 relatif à la réglementation algérienne [16].

Le stockage et la manipulation de déchets susceptibles de contenir des produits polluants doivent être réalisés sur des aires étanches et aménagées pour la récupération des lixiviats et des eaux de ruissellement [8].

Lorsqu'une installation classée est mise à l'arrêt définitif, son exploitant remet son site dans un état tel qu'il ne s'y manifeste aucun danger sur l'environnement [8].

La difficulté d'établir une norme cohérente et valable pour tous les pays est mise en évidence par le tableau I-3 qui compare les valeurs-limites acceptables pour la contamination des sols et celles établies pour quelques produits courants, dans 6 pays. L'Algérie a fixé des normes de rejets des eaux industrielles et en particulier des huiles (voir tableau I-4).

Tableau I-3 : comparaison des valeurs-limites de quelques produits polluants courants dans le sol [17].

Composé	Pays-Bas	Grande-Bretagne	Allemagne	Québec	Utah (USA)	Californie (USA)	Australie
Plomb (mg/Kg (sol))	600	500	1000	1000	-	-	300
Cadmium (mg/Kg (sol))	20	3	10	20	-	-	20
Arsenic (mg/Kg (sol))	50	10	50	50	-	-	100
Chrome Total (mg/Kg (sol))	800	600	250	800	-	-	-
Cyanures complexes (mg/Kg (sol))	500	1000	-	250	-	-	-
Phénols (mg/Kg (sol))	10	200	-	10	-	-	0.5
Hydrocarb. Totaux (mg/Kg (sol))	800	-	-	800	30-300	10-1000	-
Benzène (mg/Kg (sol))	5	-	-	5	0.2-1	0.3-1	1
Benzo Pyrène (mg/Kg (sol))	10	-	5	10	0.02-0.2	-	1
HAP Totaux (mg/Kg (sol))	200	500	-	200	-	-	20
PCB totaux (mg/Kg (sol))	10	-	1	10	-	-	1

Tableau I-4 : valeurs maximales des paramètres de rejet des installations de déversement en Algérie [16].

paramètres	unités	Valeurs maximales
température	°C	30
PH	-	5.5 à 8.5
MES	mg/l	30
DBO ₅	mg/l	40
DCO	mg/l	120
Azote	mg/l	40
Phosphore	mg/l	02
Cyanure	mg/l	0.1
Aluminium	mg/l	05
Cadmium	mg/l	0.2
Chrome+3	mg/l	03
Chrome+6	mg/l	0.1
Fer	mg/l	05
Manganèse	mg/l	01
Mercure	mg/l	0.01
Plomb	mg/l	01
Cuivre	mg/l	03
Zinc	mg/l	03
Nickel	mg/l	05
Huiles et graisses	mg/l	20
Hydrocarbures	mg/l	20
Phénols	mg/l	0.5
Solvants organiques	mg/l	20
Chlore actif	mg/l	01
PCB	mg/l	0.001
Détergents	mg/l	02
Tensioactifs anioniques	mg/l	10

Le tableau I-5 présente des valeurs indicatives permettant d'évaluer les atteintes portées au sol qui garantissent la protection à long terme de l'écosystème sol.

Tableau I-5 : valeurs indicatives qui permettent de protéger l'écosystème [8].

Elément	Valeur indicative (mg/Kg de sol)
Plomb	50
Cuivre	40
Cadmium	0.8
Zinc	150
Nickel	50
Chrome	50
Cobalt	25
Mercure	0.5
Fluor	700

II-3-comportement des polluants dans le sol.

Le comportement des polluants dans le sol est déterminé par leurs propriétés telles que leurs dégradabilité chimique ou biologique, leurs volatilités ou leurs facilités à être adsorbés. Les polluants peuvent se répartir sur les parties solides du sol ou dans l'eau qu'ils contiennent, être conduits vers les plantes en même temps que leurs substances nutritives ou être amenés par lessivage jusque dans la nappe phréatique.

Dans le cas particulier des polluants hydrocarbonés, plusieurs paramètres tels la solubilité, la capacité d'adsorption, le coefficient de partage, la biodégradabilité, etc conditionnent leurs comportements [10] :

- **Solubilité aqueuse**

La solubilité est la quantité maximale dissoute d'un composé dans l'eau à une température donnée. Outre la température, la solubilité est influencée par la pression, la fraction molaire de chaque composé dans le mélange de polluants et la teneur en matières organiques dissoutes. Les composés très solubles sont facilement transportés par l'eau, car ils suivent son écoulement. Ils sont souvent peu adsorbés sur les sols, et plus facilement biodégradables.

- **Tension de vapeur**

Ce paramètre sert à estimer la tendance d'un produit à se volatiliser et donc à passer dans l'atmosphère gazeuse à partir de la phase aqueuse du sol.

Les interactions entre la solubilité en milieu aqueux et la tension de vapeur conditionnent la volatilisation d'un produit donné à partir de la solution aqueuse. Par exemple, un polluant très soluble dans l'eau mais présentant une tension de vapeur élevée se volatilise rapidement. De ce fait, il atteindra rarement l'aquifère lors de la pollution.

Plus un produit sera volatil, moins grande sera son affinité pour le sol. Il sera éliminé dans l'atmosphère avant d'être biodégradé [10].

- **Adsorption**

Ce paramètre représente le potentiel d'un composé à s'adsorber sur le sol, résultant des actions physicochimiques eau/roche. L'adsorption va de pair avec la surface spécifique des grains ou des fissures. Elle va se traduire par une diminution de la mobilité et de l'accessibilité des polluants.

L'adsorption dépend des charges électriques des polluants. Les polluants chargés électriquement ont tendance à se lier aux particules d'argile et autres minéraux, alors que ceux non chargés s'associeront préférentiellement à la matière organique. Les polluants peuvent être adsorbés par des interactions ioniques, polaires, hydrophobes ou hydrophiles.

Les polluants sous forme de précipités et les liquides non miscibles à l'eau peuvent entraîner de l'occlusion des pores du sol, leur accessibilité aux microorganismes s'en trouve d'autant plus limitée [10].

- **Coefficient de partage**

Le coefficient de partage (K_{ow}) est le coefficient de partage d'un produit entre la phase organique représentée par l'octanol et la phase aqueuse. Les hydrocarbures qui ont le K_{ow} supérieur à 100 sont des produits susceptibles de s'adsorber sur le sol et d'être fixés dans les matières lipidiques des organismes vivants [40]. Ce paramètre donne des indications sur la répartition probable du polluant dans l'eau et dans le sol.

- **biodégradabilité**

La biodégradation des composés organiques se produit en condition aérobie ou anaérobie selon la structure moléculaire et les conditions environnementales. Le potentiel de biodégradation permet de classer les composés en trois catégories :

- les composés dégradables ;
- les composés persistants : ne changent pas d'état spontanément ;
- les composés récalcitrants.

Le tableau I-6 définit certaines propriétés physicochimiques de quelques polluants.

Tableaux I-6 : caractéristiques physicochimiques de quelques polluants [10].

polluant	densité	Volatilité Atm.m ³ /mole	Hydroph- obicité logK _{OW}	½ vie dans le sol	½ vie dans la nappe phréatique
Anthracène	1.28	86	4.45	50jours-1.3 ans	100jours-2.5ans
Benzène	0.88	5550	2.13	5-16 jours	10jours-2ans
Naphthalene	1.02	483	3.37	16-48jours	258 jours
Phenol	1.07	1.36	1.46	1-10 jours	5-7 jours
Pyrène	1.27	5.1	5.18	210 jours-5.1 a	1.15-10.4 ans
Toluene	0.87	5920	2.69	0.5-1 jours	0.5-1 jours
Xylene	0.86	7040	3.26	7-28 jours	14jours-1an

Les mécanismes suivants jouent un rôle important dans la dispersion des substances dans l'environnement [13]:

- La mobilité : en règle générale, les substances ne restent pas à l'endroit où elles sont rejetées dans l'air, l'eau ou le sol, mais peuvent passer d'un milieu à l'autre. Ces substances et leurs produits de transformation peuvent ainsi se trouver dans n'importe quel compartiment (l'air, l'eau, le sol) de l'environnement.
- L'accumulation : ce phénomène intervient lorsque les substances mettent davantage de temps à être éliminées ou extraites d'un système. C'est notamment le cas des substances liposolubles dans les organismes vivants. L'accumulation peut aussi se produire dans des compartiments précis de l'environnement, par exemple par le dépôt des matériaux (sédimentation)

dans les eaux ou dans la couche supérieure du sol. Les polluants peuvent être aussi accumulés volontairement en vue d'un stockage durable dans un site isolé. C'est le cas par exemple, des métaux lourds concentrés dans les résidus de combustion des usines d'incinération des ordures ménagères.

L'expansion et l'intensification des activités humaines sont à l'origine de l'accroissement de la dispersion de polluants dans les milieux naturels.

II-3-1-Rétention dans le sol.

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol. Les interactions chimiques entre les solides peuvent être très complexes.

Plus la molécule est grosse, mieux elle sera adsorbée sur les argiles et la matière organique. Les composés constitués de carbone, d'hydrogène, de brome, de chlore ou d'iode sont hydrophobes. Ceux composés d'azote, de soufre, d'oxygène ou de phosphore sont hydrophiles. L'hydrophobicité d'une molécule favorise son accumulation dans le sol.

Son caractère hydrophile favorise sa lixiviation et donc son transfert vers la nappe. Grâce à ces propriétés d'adsorption et d'échange, dues à la présence de colloïdes minéraux et organiques, le sol peut retenir un grand nombre de substances très diverses.

Les polluants peuvent être piégés dans les pores du sol, trop étroits pour que les bactéries puissent y pénétrer. Ils deviennent inaccessibles aux microorganismes et s'accumulent. Les phosphates sont fortement retenus par le calcium ou sur les bords des feuillets argileux [10].

Certains herbicides, comme l'atrazine, sont très fortement retenus dans les sols. Les polluants peuvent être piégés dans des structures argileuses, ou complexes avec des polymères organiques résistants à la biotransformation (lignines, composés humiques).

Certaines molécules sont résistantes, sur de très longues périodes, à toute action de dégradation. L'accumulation peut être due également à des conditions non favorables au développement des microorganismes (manque de nutriments par exemple). Les polluants et leurs produits de dégradation peuvent aussi être piégés temporairement par les animaux ou les végétaux, c'est le phénomène de bioaccumulation.

Les nitrates et les chlorures présents généralement sous forme dissoute et à l'état dissocié (NO_3^- , Cl^-), sont considérés comme inactifs vis-à-vis des surfaces. Ces propriétés expliquent leur transfert aisé à l'état dissous soit vertical, soit latéral [13].

Les sulfates donnent des composés peu solubles tel que le sulfate de calcium ($CaSO_4 \cdot 2 H_2O$) ou le gypse dont la solubilité est voisine du gramme /litre et sont encore peu réactifs. Les phosphates sont au contraire très réactifs et vont réagir avec les surfaces chargées positivement, donner des réactions chimiques spécifiques (complexes de surface) ou former des composés insolubles (ex : phosphate de calcium, fer, aluminium). Les phosphates appartiennent donc majoritairement à la phase solide et seront transférés sous forme particulière [13].

La concentration en cations augmente quand on se rapproche de la surface et celle des anions diminue. Les cations vont donc être adsorbés par des liaisons physiques électrostatiques. Plus les cations sont chargés plus ils sont retenus par les surfaces avec l'ordre $Al^{+3} > Ca^{+2} > Na^+ > K^+ > NH_4^+$. Dans le cas de calcium, la formation de carbonate de calcium insoluble ou de bicarbonate soluble vient également réguler les quantités en solution en fonction des teneurs en CO_2 . Dans le cas du potassium et de l'ammonium, d'autres types de liaisons beaucoup plus fortes peuvent intervenir qui font que contrairement à l'ordre donné ci-dessus, ils sont peu présents en solution [13]. Ils ont en effet le même rayon que la cavité hexagonale délimitée entre les feuillets des argiles par deux couches tétraédriques.

Les éléments traces minéraux présents dans les sols, qui peuvent avoir des propriétés toxiques, peuvent être fixés par les charges négatives des constituants des sols, mais peuvent également former des liaisons spécifiques avec les surfaces minérales ou avec la matière organique. Ils vont également donner des composés insolubles notamment les sulfures dans les milieux anaérobies et des carbonates ou hydroxydes en fonction des conditions de pH en milieu aéré. Les conditions acides et parfois les milieux réducteurs sont donc favorables à la mobilisation des éléments traces [13].

Quant aux pesticides, les composés anioniques vont être peu fixés, les molécules à comportement de bases faibles comme les triazines, urées, carbamates, seront-elles aussi peu fixées. Les composés à comportement cationique comme les paraquats sont par contre beaucoup plus fixés comme le sont d'ailleurs les composés organophosphorés ou organochlorés tel le PCB et le DDT.

Dans ce dernier cas, des liaisons dites « hydrophobes » viennent renforcer les liaisons avec la phase solide, préférentiellement organique [13].

Le sol joue donc un rôle fondamental dans la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution pour les nitrates.

II-3-2-Transfert dans le sol

Les modalités de transfert vertical de l'eau dans les sols sont très importantes à prendre en compte mais elles sont également très complexes du fait de l'extrême variabilité et hétérogénéité des sols. Les transferts d'eau se font soit dans un sol non saturé où dans des petits pores où l'eau est retenue et la perméabilité K ou vitesse de filtration est très faible (voisine de 10^{-9} cm/s pour une argile). Les phénomènes d'adsorption sur la phase solide ou de minéralisation par les microorganismes auront le temps de se produire et le sol peut jouer pleinement son rôle de filtre ou de système épurateur. Lorsque la circulation se fait sous forme gravitaire dans des pores de taille supérieure à $100\mu\text{m}$, les vitesses de filtration deviennent plus importantes, c'est le cas des sols sableux ou des sols ayant une bonne structure agrégée [13].

L'autre cas de transfert important et rapide de polluants vers les eaux superficielles concerne le transfert latéral par ruissellement et érosion. Le ruissellement intervient dès que l'intensité de la pluie est plus forte que la vitesse d'infiltration dans le sol.

II-3-3-Transfert dans la zone non saturée

Le fluide polluant migre d'abord verticalement dans le milieu non saturé entre la surface du sol et la nappe, laissant dans son sillage des terrains imprégnés. Suivant sa volatilité, le polluant a tendance à plus ou moins diffuser dans la phase gazeuse du milieu non saturé. C'est notamment le cas des solvants chlorés et des hydrocarbures aromatiques [10].

La fraction soluble du produit polluant évolue avec le temps et la distance à la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement directe par l'eau), de la dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les particules de sol, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformation chimique de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, complexation avec d'autres substances, biodégradation des molécules organiques [10].

II-3-4-Evolution en milieu saturé

Une fois la surface piézométrique est franchie, la propagation du polluant ne rencontre pratiquement plus d'obstacles. Dans l'aquifère, en raison de la rareté ou de l'absence d'oxygène, de matières organiques et de microorganismes, le rôle épurateur est réduit, comparativement à la zone non saturée. Les mécanismes de transport du soluté dans l'aquifère sont complexes. Ils sont la conséquence de l'hétérogénéité du réservoir.

La dispersion de soluté se fait à la verticale du foyer de contamination (zone non saturée), puis selon un étalement latéral dans le sens de l'écoulement de l'eau souterraine (zone saturée). La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse de l'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique.

Dans la nappe, l'extension du panache de pollution dépend essentiellement de la direction et de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais aussi des caractéristiques du polluant :

- La viscosité d'un polluant non miscible,
- L'adsorption et la désorption sur les particules de la matrice argilo humique,
- L'évolution chimique du polluant (dégradabilité).

La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlées par les anions (les plus abondants dans l'eau souterraine) : hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures. Cette solubilité peut être modifiée par la formation de complexes argilo-humiques insolubles qui fixent les cations.

Les substances organiques solubles sont maintenues en solution sous forme moléculaire par des liaisons hydrogènes. Les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformés en produits non toxiques, par des réactions chimiques. La dégradation transforme un produit complexe en produits simples. L'activation est la transformation d'une substance non toxique en une molécule toxique. La détoxification consiste en la perte du caractère toxique [10].

Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de nappe où ils s'étalent. C'est principalement le cas des hydrocarbures, même si quelques uns sont légèrement solubles (phénols, aromatiques). Pour circuler dans le sol et rejoindre la nappe, les hydrocarbures doivent

être en quantité suffisante pour former une phase continue. S'ils sont présents sous forme discontinue (gouttelettes piégées dans les pores), la pollution sera plus lente.

Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux. Une fois arrivés à la nappe, ils continuent à descendre jusqu'à la base, puis migrent dans le sens du pendage. Peu ou pas biodégradables, ils polluent la nappe pour des durées très longues. Ils sont très difficiles à localiser et à éliminer [10].

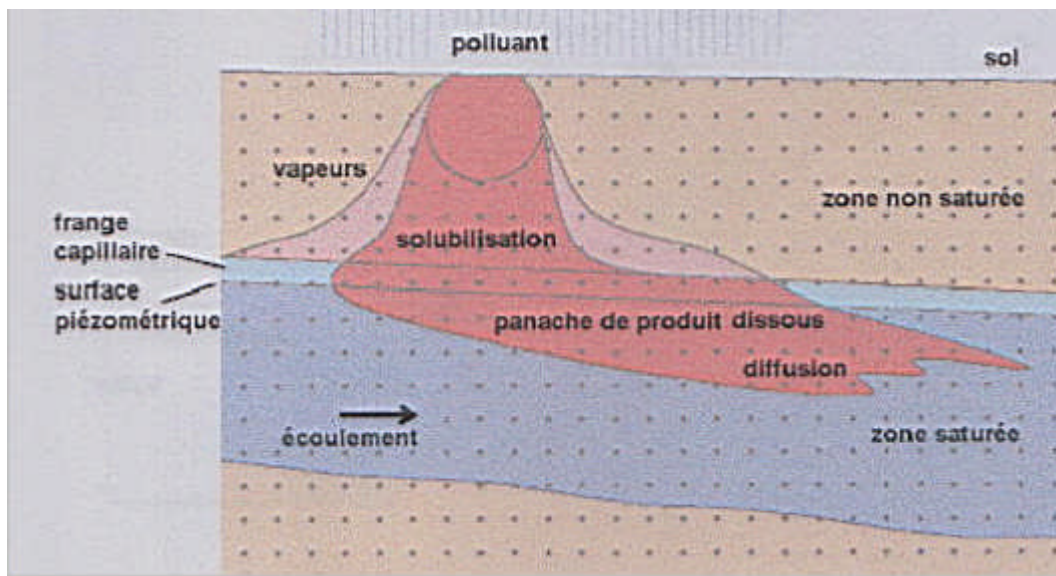


Figure I-1 : pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe [10].

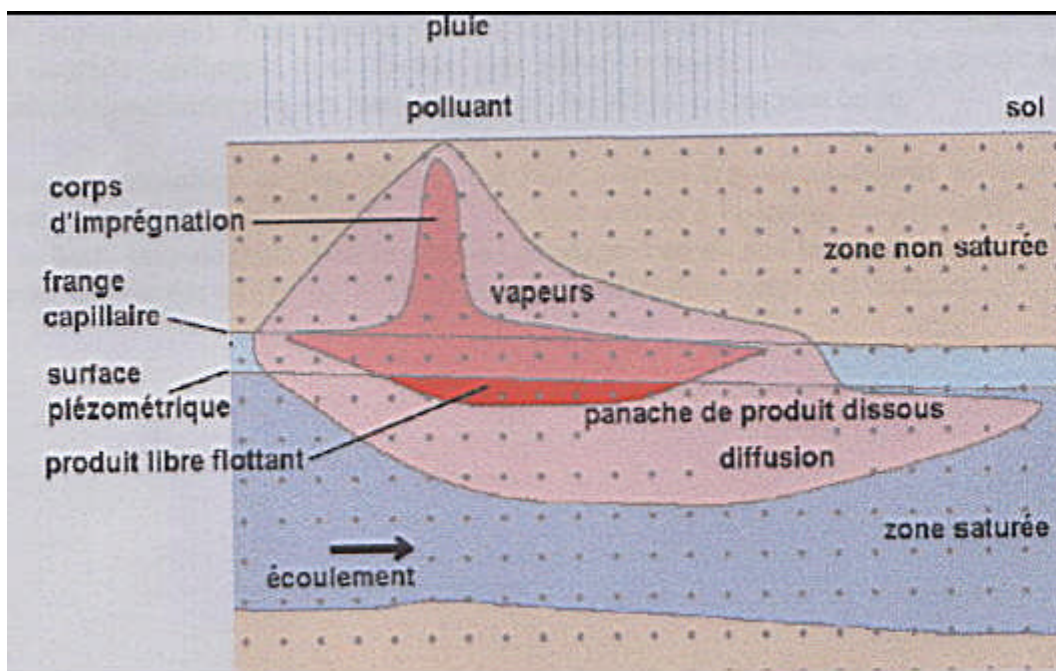


Figure I-2 : pollution par un produit plus léger que l'eau [10].

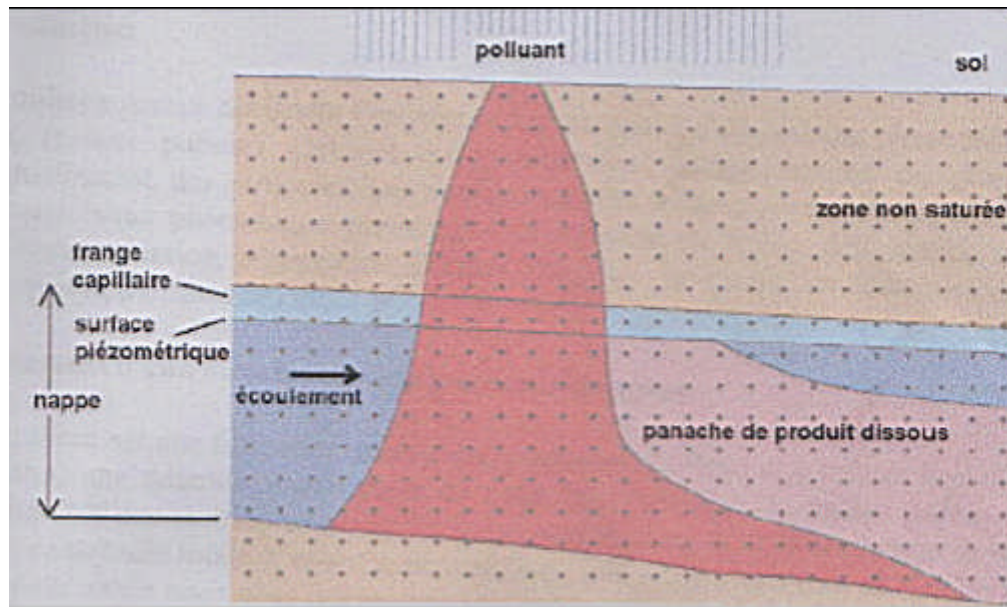


Figure I-3 : pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau [10].

II-4-Comportement des hydrocarbures dans le sol

Une fois déversés dans le sol, les hydrocarbures y pénètrent. Ils migrent alors sous l'influence de la gravité. Ils se divisent alors en plusieurs phases :

Vapeur : volatilisation des composés légers, ils deviennent alors très mobiles.

Liquide ou flottante : les liquides qui ne sont pas restées dans la zone vadose vont atteindre la nappe (ou une surface imperméable) et se disperser latéralement sur la nappe [18, 19].

Dissoute : certains composés sont solubles et alors ils sont dissous au contact de l'eau, ce qui complique et rend quasi impossible leur récupération.

Suite à un déversement de produits pétroliers, ces derniers s'infiltreront vers le bas dans le sol sous l'influence de la gravité. Au passage, les hydrocarbures vont remplir partiellement ou complètement l'espace poreux jusqu'à atteindre la limite de rétention du sol et continuer la progression vers le bas [20].

La profondeur finale atteinte ainsi que la forme de la zone contaminée dépendront de plusieurs facteurs dont les principaux sont :

- Le volume déversé.
- Le taux de déversement (fuite ponctuelle d'une conduite ou renversement d'un camion citerne).
- La capacité de rétention du sol.
- L'hétérogénéité des sols.

- La profondeur de la nappe phréatique et la frange capillaire.

Tant que la source sera active, la progression se poursuivra jusqu'à éventuellement atteindre la nappe phréatique. Lorsque la source cesse son activité, le sol se draine de ses hydrocarbures sous l'effet de la gravité. L'écoulement des hydrocarbures se poursuivra tant qu'ils seront en quantité suffisante pour assurer une continuation.

Par la suite, une partie de ces hydrocarbures demeurera adsorbée sur les particules du sol pour former ce qu'on appelle la phase résiduaire qui se trouve figée en place [11].

Pour évaluer les possibilités de mobilisation des polluants dans les sols, plusieurs tests en laboratoire peuvent être envisagés. L'eau étant le principal vecteur de transfert des composés et ce, en zone saturée et/ou non saturée, ce sont des tests de simulation d'écoulement ou d'échanges entre l'eau et le sol. Quatre types d'essais ont été utilisés :

- des essais de lixiviation afin de connaître le potentiel maximal de relargage des substances dans l'eau (approche dynamique et maximaliste);
- des essais de percolation en colonne;
- des essais en cellule de percolation (essais non normés à l'heure actuelle),
- enfin, des essais en perméamètre à charge variable.

Ces trois derniers essais permettent de connaître la cinétique de relargage des substances dans l'eau et d'obtenir une approche plus pragmatique.

II-4-1-Transfert diffusif de 2, 4,6 trinitrotoluène TNT

Le TNT, un composé aromatique de faible solubilité dans l'eau et de faible affinité pour le sol par conséquent, migre à travers le sol pour polluer les eaux souterraines.

Dans le but de choisir une remédiation appropriée, il est nécessaire de comprendre le phénomène de transport du TNT du sol vers les eaux souterraines.

Dans ce cadre, l'étude s'est concrétisée par le choix de deux contaminations de sols, l'un à une forte contamination en TNT et l'autre à très faible concentration en TNT. L'analyse a montrée que la diffusion de TNT est beaucoup plus importante dans le sol ayant une teneur élevée en polluant (le flux de TNT dans le sol le plus contaminé est 50 fois plus grande à celui le moins contaminé). Le flux de diffusion effective est de l'ordre de $1,18.10^{-6} \pm 8,32.10^{-7} \text{ cm}^2/\text{s}$.

Cette valeur suggère que la vitesse de déplacement de TNT dans le sol est très faible [21].

II-5-Les métaux dans le sol et leurs transferts

Les métaux qui arrivent au sol peuvent être distribués entre les différents compartiments du sol (dissous et solides) :

- Adsorbés à la surface des minéraux argileux, oxydes de fer ou manganèse et à la matière organique.
- Présents dans le réseau des minéraux secondaires comme les carbonates et les sulfures.
- Occlus dans des matériaux amorphes comme les oxy-hydroxydes de fer et de manganèse, sulfures de fer et débris organiques.
- Présents dans les réseaux des minéraux primaires.

II-5-1-Transfert de plomb dans le sol

Le taux d'adsorption de plomb par le sol est fonction des propriétés du sol. Ainsi, le plomb présente une grande affinité pour les substances humiques. Le pH joue un rôle important dans la disponibilité de plomb à partir de dérivés de plomb. Plus le pH est faible, plus le degré de désorption dans la solution du sol est important. Cependant le plomb est très immobile. Il demeure dans les horizons supérieurs et n'est pas adsorbé dans les mêmes proportions par les plantes. Ainsi, le sol constitue un milieu d'accumulation important pour les dérivés du plomb. Une contamination complémentaire se produit à la suite de l'épandage de boues d'épuration plombière sur les terres agricoles. Un danger pour les eaux souterraines n'existe que si les taux de contamination sont très élevés [22].

II-6-Le comportement hydraulique d'un sol pollué par les HAP.

A partir d'une étude faite sur l'effet de la présence des HAP dans le sol, on constate que [23] :

- la présence de goudron, polluant hydrophobe (LogKow compris entre 3.3 et 7.7), diminue fortement la perméabilité naturelle d'un sol,
- la tendance générale au cours des essais de percolation est une diminution significative des valeurs de perméabilité à l'eau, généralement d'un facteur 10 entre le début et l'arrêt des essais,
- la teneur en eau initiale de mise en place et le compactage ont un rôle non négligeable dans l'évolution de la perméabilité.

Une première analyse des différents phénomènes induits lors des essais de percolation en colonnes, en cellules ou en perméamètre à charge variable peut être réalisée : Il semble que lors de

la percolation, dans un premier temps, l'écoulement au travers du sol pollué se fait de manière inter-graines. Puis, dans un deuxième temps, cet écoulement entraîne une désagrégation des grains et des agrégats pollués (l'écoulement se réalise alors de manière "intra-graines") et un colmatage rapide et progressif des pores. Ainsi, l'aptitude du goudron à colmater les pores du sol bloque la libre circulation de l'eau au sein de la matrice et de ce fait, le transfert d'un fluide d'un milieu vers l'autre diminue fortement. De plus, un sol pollué développe un comportement différent au niveau de ses propriétés mécaniques (modification de la courbe de compactage) par rapport à son équivalent non pollué, le sol pollué étant plus sensible aux variations de la teneur en eau (une variation très faible de la teneur en eau du sol non pollué conduit à une variation importante de la densité du matériau).

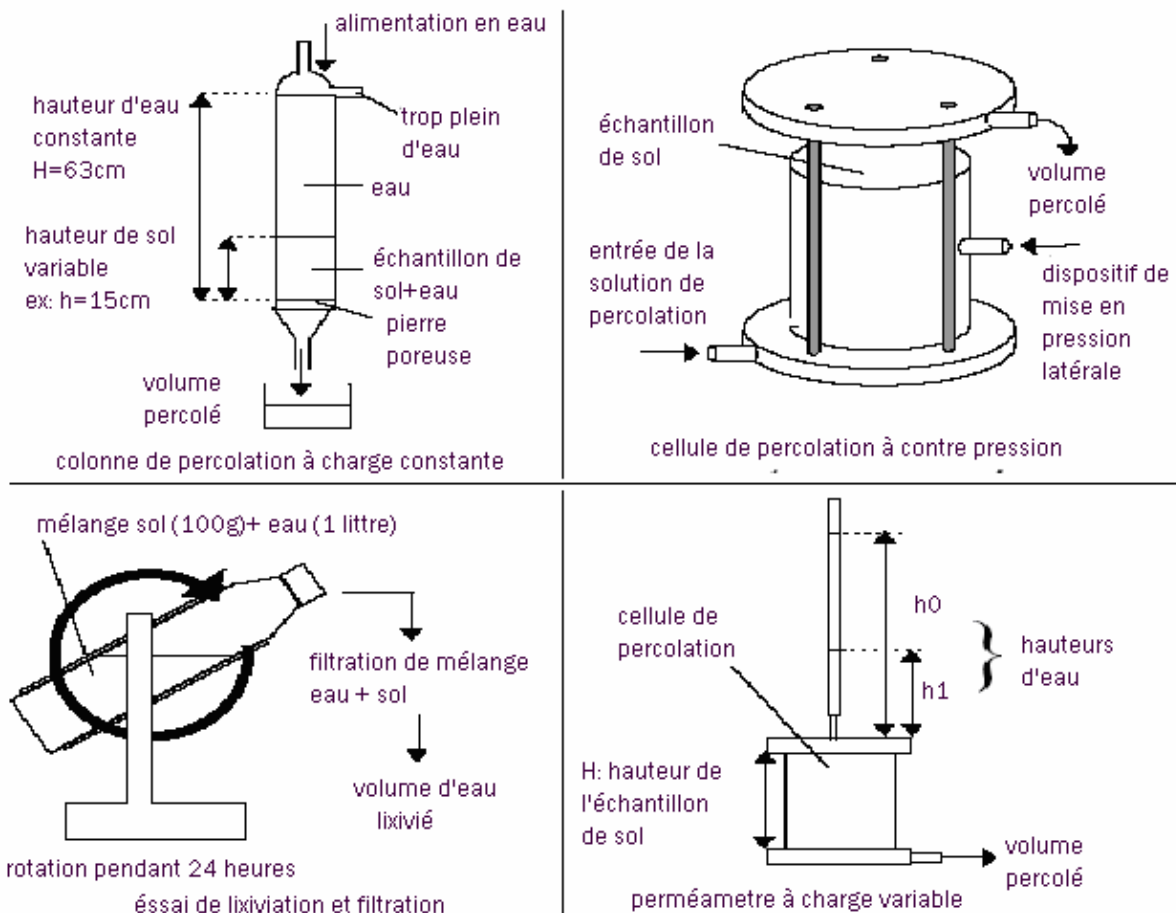


Figure I-4 : dispositifs expérimentaux utilisés pour l'étude de la mobilisation des polluants par les eaux d'infiltration [23].

D'après une étude sur le transfert des HAP dans le sol [23] :

- les HAP ne sont pas "mobilisables" de la même manière au cours d'un lessivage. En effet, on observe, dans tous les essais de percolation, une diminution importante des teneurs en HAP dans les percolats. Il semble qu'après quelques litres d'eau percolés, l'eau de percolation ait lessivé tous les HAP accessibles, et que les autres HAP (la très grande majorité) soient beaucoup plus difficilement mobilisables. Les HAP "mobilisables" sont probablement situés à la périphérie des micro agrégats et leur présence découle obligatoirement d'un transfert à partir des particules de goudrons; alors que les autres, en solution semi-solide au sein d'une phase organique lourde, sont peu accessibles et "piégés" dans le centre des micro agrégats [23]. Les échanges avec l'eau sont probablement régis par les paramètres qui agissent sur les vitesses de transfert des HAP de la phase goudron vers la phase eau.
- Le compactage des sols pollués semble être un facteur de stabilisation et de limitation de la mobilisation des HAP lors du lessivage. Il est probable qu'en compactant le sol, on diminue l'accessibilité de ses polluants aux eaux qui le traversent, en fermant les pores du sol et en réduisant les perméabilités. Ainsi, le compactage pourrait être un moyen de stabiliser le relargage, ou tout au moins de l'homogénéiser, en permettant d'éviter des teneurs trop fortes en HAP au début de la percolation. Inversement, un décompactage du sol, comme dans le cas d'une excavation, peut conduire à augmenter brutalement la mobilité des HAP [23].
- En terme de transfert des polluants du sol vers l'eau, le mode principal de mobilisation des HAP présents dans les sols pollués est le phénomène d'adsorption-désorption lorsque les polluants sont adsorbés sur la matière organique, suivi par les phénomènes de transfert de la phase goudron vers la phase eau. Mais il semble qu'il existe, aussi, une mobilisation importante des HAP par le transport des particules minérales ultra-fines (inférieures à 40 μm , comme par exemple l'argile) qui fixent les HAP par adsorption [23].

II-7-Adsorption et désorption des polluants

Les polluants retenus dans le sol peuvent être libérés vers la solution du sol, déplacés comme les liquides immiscibles dans l'eau ou transportés vers la phase gazeuse. Les polluants non adsorbés peuvent être libérés du sol par dissolution ou volatilisation. Plusieurs observations ont montré qu'une fraction importante des molécules retenues n'est pas susceptible d'être libérée ou que la désorption est très lente [24].

Le phénomène de désorption des polluants est basé sur les processus physicochimiques et biologiques [24]. La principale cause de désorption est le changement des caractéristiques physicochimiques de la phase liquide entourant la phase solide en état de rétention des molécules.

Dans la plupart des cas, l'isotherme d'adsorption ne coïncide pas avec celle de désorption, ce phénomène est connu sous le nom « phénomène d'hystérésis ». Cela signifie que pas toutes les molécules retenues par le sol peuvent être transférées dans la solution, autrement dit l'adsorption n'est pas réversible dans la plupart des cas. La quantité de polluant désorbée varie selon la nature du polluant, la nature de la phase solide, les conditions expérimentales et l'historique du sol. Le phénomène d'hystérésis indique qu'une quantité de polluant retenue ne peut pas être désorbée.

Dans le but d'extraire le maximum de pesticides associés à la phase solide du sol, plusieurs solvants organiques sont utilisés. Beaucoup d'expériences ont montré que l'extraction n'est pas complète, malgré l'utilisation de solvants avec lesquelles les pesticides sont très solubles.

Il a été observé que le taux d'extraction diminue avec l'âge de la pollution, probablement car le phénomène responsable de l'hystérésis devient plus efficace avec l'augmentation du temps de séjour dans le sol [24].

Une explication pour le phénomène d'hystérésis compatible avec la structure des substances humiques est suggérée par Khan en 1982 [24] : quelques molécules retenues par des polymères humiques sont supposées incapables de diffuser dans la phase solide. Les molécules hydrophobes doivent être emprisonnées par la plupart des agrégats humiques hydrophobes [24].

Il a été montré que l'azote, le phosphore, le potassium et l'ammonium sont retenus irréversiblement par les constituants du sol. Le phosphore représente une adsorption réversible dans des conditions de pH et température bien définies. Mais il joue plusieurs comportements à un pH constant et une forte capacité ionique, ce qui entraîne le passage de l'adsorption réversible à une adsorption irréversible. Dans quelques cas la désorption n'est pas complète. Il a été montré qu'elle dépend du pH, de la capacité ionique, de la nature des

éléments minéraux, du temps d'incubation et de la concentration des phosphates dans la solution. Après de petites périodes de contact avec la phase solide, la quantité de phosphates désorbée augmente rapidement. La quantité de phosphates désorbée diminue au fur et à mesure de l'adsorption [24].

III- Modélisation mathématique

III-1-Dispersion transversale et longitudinale

L'estimation de pourcentage de dégradation joue un rôle important dans la prise de décision et dans le management environnemental. Buscher et Alcantar en 1995 [25] ont développé une équation qui requiert uniquement la mesure de différentes concentrations de contaminant en fonction de temps et de l'espace. Ces équations estiment la dispersion transversale et longitudinale du polluant.

L'objectif de cette investigation est de montrer qu'un rapport de dégradation constant peut être estimé en utilisant des modèles analytiques basés sur le travail de Domenico en 1987 qui inclut aussi bien la dispersion longitudinale et transversale que le temps. Cette méthode peut être utilisée pour comprendre le devenir des contaminants se trouvant dans les sites pollués [26].

L'équation mathématique et analytique simplifie une dégradation du 1^{er} ordre pour modéliser les effets de la variété des processus biogéochimiques. Le terme dégradation incorpore implicitement tout les processus de dispersion, de sorption réversible, biodégradation, des réactions d'hydrolyses et d'accumulation de contaminants dans les organismes vivants. Tous ces facteurs affectent la valeur de la concentration mesurée qui est utilisée pour l'estimation de la constante de dégradation.

En fait, il n'existe pas de méthode d'estimation de la constante de dégradation qui prend en considération tout les facteurs de dégradation.

En pratique, on néglige la biodégradation à cause de la lenteur de la dégradation par les microorganismes.

III-2-Transport unidimensionnel

Pour une adsorption linéaire l'isotherme :

$$C^* = K_d c \dots\dots\dots (1). \quad \text{Ou}$$

C^* : est la masse de contaminant adsorbée par masse de sol.

K_d : coefficient de distribution.

c : concentration à l'équilibre.

Un retard de déplacement de contaminant par rapport au déplacement de l'eau dans la direction de l'écoulement (x) survient car l'adsorption de contaminant par le sol fait déplacer quelques particules de contaminant de la phase liquide vers le sol incontaminé. Ainsi La vitesse moyenne de contaminant est donnée par l'équation suivante :

$$V_c = \frac{V_x}{R}$$

Où
$$R = 1 + \frac{B_d K_d}{\varepsilon}$$

R : facteur de retardation.

B_d : densité de sol sec.

ε : porosité.

V_x : vitesse moyenne de migration de l'eau dans la direction de l'écoulement (x).

Une équation unidimensionnelle de dispersion qui inclue l'adsorption et la dégradation est donnée par Fetter en 1993 [27].

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial t^2} - V_x \frac{\partial c}{\partial x} - \frac{B_d}{\varepsilon} \frac{\partial c^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{rxn} \dots\dots\dots (2)$$

$\left(\frac{\partial c}{\partial t} \right)_{rxn}$: gradient d'échange dû aux réactions chimiques et biologiques.

D_x : coefficient de dispersion dans la direction x .

$\frac{\partial c}{\partial t}$: gradient d'échange dû à tout les processus agissant dans le système.

Selon le travail de Van Genuchten et Wagenet en 1989 [28], la dégradation de 1^{er} ordre décrit le pourcentage de contaminant perdu par unité du volume d'eau pour la phase liquide et solide.

$$\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_{rxn} = \left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_{rxn,aq} + \left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)_{rxn,s} = -\lambda_{aq}c - \lambda_s \frac{B_d K_d}{\varepsilon} c \dots \dots \dots (3)$$

$$= -\lambda c \dots \dots \dots (4)$$

λ_{aq} : constante de dégradation de 1^{er} ordre en phase aqueuse.

λ_s : constante de dégradation de 1^{er} ordre en phase solide.

λ : constante de dégradation de 1^{er} ordre.

$$\lambda = \lambda_{aq} + \lambda_s \cdot B_d K_d / \varepsilon$$

Malgré la connaissance de la relation entre λ_{aq} et λ_s , il n'est pas possible d'estimer λ_{aq} ou λ_s séparément dans la phase aqueuse mais il est possible d'estimer λ . Substituant l'équation (3) dans (2) et supposant une adsorption linéaire, l'isotherme définie bien une équation de dispersion unidimensionnelle avec un processus de dégradation du 1^{er} ordre :

$$R\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right) = D_x \left(\frac{\partial^2 c}{\partial x^2}\right) - V_x \left(\frac{\partial c}{\partial x}\right) - \lambda c \dots \dots \dots (5)$$

La solution pour cette équation à l'état critique lorsque t tend vers l'infini est:

$$\Rightarrow c(x) = c_0 \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\lambda\alpha_x}{V_x}}\right]\right\} \dots \dots \dots (6)$$

x : distance depuis la source.

α_x : la dispersion longitudinale.

Si $\lambda_{aq} = \lambda_s$ l'équation (5) peut être écrite ainsi :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D_x}{R} \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} - \frac{V_x}{R} \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda_{aq} c \dots \dots \dots (7)$$

C'est une équation différentielle définie pour un état critique qui peut être de 1^{er} ordre

$$c(x) = c_0 \exp\left(-K_{r-1} \frac{x}{V_x}\right) \dots\dots\dots (8).$$

K_{r-1} : constante d'atténuation de 1^{er} ordre qui inclut l'atténuation due à la dispersion longitudinale et la dégradation.

A partir de l'égalité des équations (6) et (8), les valeurs de λ et λ_{aq} sont déterminées par les équations suivantes :

$$\lambda = \frac{V_x}{4\alpha_x} \left[\left(1 + 2\alpha_x \left(\frac{K_{r-1}}{V_x} \right) \right)^2 - 1 \right] \dots\dots\dots (9).$$

$$\lambda_{aq} = \frac{V_x}{4\alpha_x} \left[\left(1 + 2\alpha_x \left(\frac{K_{r-1}}{V_x} \right) \right)^2 - 1 \right] \dots\dots\dots (10).$$

Les équations (9) et (10) ne sont valables que si $\lambda_{aq} = \lambda_s$.

L'équation (9) peut être réécrite en simplifiant la puissance carré par l'équation :

$$\lambda = K_{r-1} \left(1 + K_{r-1} \left(\frac{\alpha_x}{V_x} \right) \right) \dots\dots\dots (11).$$

n supposant que la concentration décroît en diminuant le gradient. λ et K_{r-1} sont toujours positifs. λ est supérieur à K_{r-1} sous prétexte que l'effet de la dispersion longitudinale est plus rapide que le transport de contaminant de la phase liquide vers la phase solide.

II-3-Transfert multidimensionnel

omenico et Rchwarts ont donné une solution approximative pour le transport multidimensionnel de polluants. Cette solution inclut les paramètres de sorption, la dispersion transversale et longitudinale, la dégradation de polluant et le temps. Elle est décrite par l'équation différentielle suivante [29] :

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - V_x \frac{\partial c}{\partial x} - \lambda c$$

D_x, D_y, D_z : coefficients de dispersion selon les directions x, y, z respectivement.

La solution est résumée en trois cas. Le contaminant peut se propager selon les directions $\pm x$, $\pm y$ et/ou $\pm z$

Cas a : dispersion dans les directions $\pm y$

$$c(x, y, z, t) = \frac{c_0}{4} \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{V_x}}\right]\right\} \operatorname{erfc}\left(\frac{x - V_c t \sqrt{1 + 4\lambda\alpha_x/V_x}}{2\sqrt{\alpha_x V_c t}}\right) \cdot \left\{\operatorname{erfc}\left(\frac{y + Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{y - Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right)\right\}$$

Cas b : dispersion dans les directions $\pm y$ et $-Z$

$$c(x, y, z, t) = \frac{c_0}{8} \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{V_x}}\right]\right\} \operatorname{erfc}\left(\frac{x - V_c t \sqrt{1 + 4\lambda\alpha_x/V_x}}{2\sqrt{\alpha_x V_c t}}\right) \cdot \left\{\operatorname{erfc}\left(\frac{y + Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{y - Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right)\right\} \cdot \left\{\operatorname{erfc}\left(\frac{z + Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{z - Z}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right)\right\}$$

Cas c : dispersion dans les directions $\pm y$ et $\pm Z$.

$$c(x, y, z, t) = \frac{c_0}{8} \exp\left\{\frac{x}{2\alpha_x} \left[1 - \sqrt{1 + \frac{4\alpha_x}{V_x}}\right]\right\} \operatorname{erfc}\left(\frac{x - V_c t \sqrt{1 + 4\lambda\alpha_x/V_x}}{2\sqrt{\alpha_x V_c t}}\right) \cdot \left\{\operatorname{erfc}\left(\frac{y + Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{y - Y/2}{2\alpha_{y,x}}\right)\right\} \cdot \left\{\operatorname{erfc}\left(\frac{z + Z/2}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right) - \operatorname{erfc}\left(\frac{z - Z/2}{2\sqrt{\alpha_z x}}\right)\right\}$$

Y, Z : sont les points initiaux de diffusion.

Ces solutions sont basées sur la condition suivante : $\lambda = \lambda_{aq} = \lambda_s$

α_x, λ, V_x sont déterminés expérimentalement.

Les modèles d'éléments finis ou de différences finies peuvent avoir des avantages pour la modélisation de certains sites pour lesquelles les modèles analytiques ne sont pas bien définis. Une application d'un seul modèle parmi les trois cas cités ci-dessus peut être insuffisante pour une modélisation adéquate de certains sites. Une superposition de plusieurs modèles analytiques est nécessaire pour une approximation raisonnable de certaines aquifères spatialement variables [30].

CHAPITRE II

CHAPITRE II : DESCRIPTION DE L'INSTALLATION ET METHODOLOGIE DE MESURES

Dans cette partie, nous présentons l'installation utilisée pour suivre l'évolution de transfert du phénol dans le sol, nous passerons ensuite à la méthodologie de mesures des caractéristiques physicochimiques et biologiques du sol, ainsi que les analyses granulométriques. Enfin, nous citerons les caractéristiques chimiques et physiques du phénol, son dosage et la pollution phénolique.

II- 1-Description de l'installation

Les expériences sont réalisées sur des colonnes d'une hauteur de 1m et de 5.2cm de diamètre. Ces dernières sont fixées sur un support permettant de travailler en toute sécurité comme l'illustre la figure II-1.

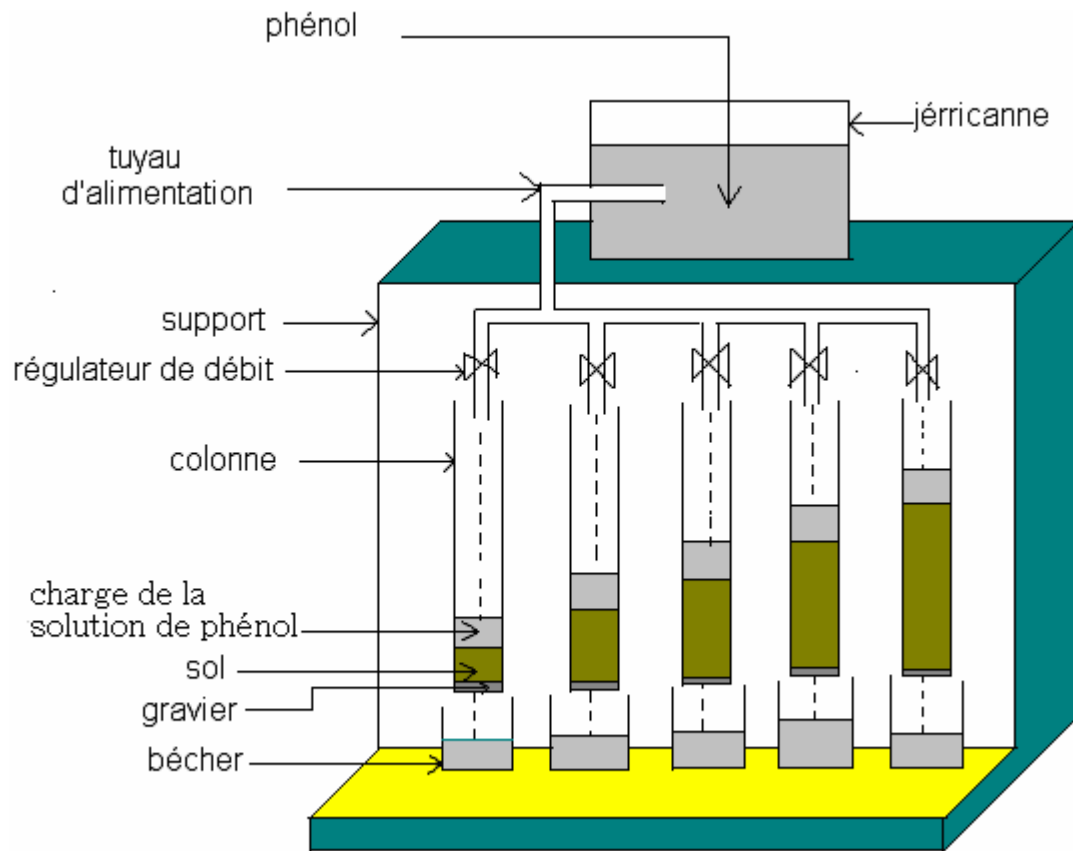
Les colonnes sont remplies par du sol à des hauteurs bien définies. Les essais de percolations en colonnes de la solution du phénol sont réalisés à charge (hauteur de la solution de phénol au dessus de la couche de sol) constante en régulant l'arrivée de la solution de phénol

La solution de phénol traversant la couche du sol, de concentration initiale de 100mg/l, est récupérée à la sortie de la colonne à l'aide de béciers. La concentration du phénol et le débit de percolât évoluent en fonction du temps de contact avec le sol.

Avant de procéder au dosage du phénol ou à la mesure du débit, les béciers utilisés sont vidés, nettoyés et essuyés.

La mesure de la concentration en phénol est effectuée par un prélèvement au temps désiré de 1ml de la solution de phénol, suivi d'une dilution de 1/10, le dosage est effectué par une méthode spectrophotométrique que nous définissons ultérieurement.

Le débit de percolation est déterminé en mesurant le volume de la solution récupérée pour une heure de percolation.



figureII-1 : colonnes utilisées pour l'étude de la rétention de phénol par le sol.

II-2-Étude du sol

Les sols utilisés dans les essais proviennent de prélèvements effectués tant à l'école nationale polytechnique que dans la plage de Ain Taya, selon la norme AFNORX31100. Au niveau de laboratoire, le sol est étalé à l'air libre pendant quelques heures pour être ensuite tamisé avec un tamis de 2 mm afin d'éviter tout problème d'hétérogénéité.

II-2-1-Méthodologie des analyses des paramètres physicochimiques du sol.

- **pH (norme NF X 31 103)**

On introduit 5g de sol dans un bécher, et on y ajoute 50ml d'eau distillée. Après agitation du mélange pendant 5 minutes, on laisse reposer le mélange pendant 3 heures. On effectue enfin la lecture du pH sur un pH-mètre.

- **Conductivité**

On introduit 5g du sol dans un bécher de 100ml d'eau distillée, on agite pendant 5 minutes et on laisse le mélange pendant 24 heures et on effectue la lecture de la conductivité sur un conductimètre.

- **Carbone organique : méthode Ann.**

Le sol tamisé avec un tamis de 2mm est introduit dans un ballon rodé de 150 ml, auquel on ajoute 10ml de $K_2Cr_2O_7$ à 8% et 15ml de H_2SO_4 concentré. Le mélange est porté à ébullition pendant 5mn, puis transféré dans une fiole jaugée de 200ml.

Prélever 20ml, diluer à 150 ou 200ml. Ajouter 0.5g de NaF ou 5ml de solution à 5% afin de rendre les sols ferriques peu dissociés, car le mélange Fe^{2+}/Fe^{3+} gêne le virage.

Titrer avec une solution de sel de Mohr 0.2N jusqu'au virage du bleu foncé bleu vert. Faire un essai témoin ($K_2Cr_2O_7 + H_2SO_4$).

$$C (\%) = 0.615 (n' - n).$$

Ou n' : volume de sel de Mohr nécessaire a la titration de la solution témoin.

n : volume de sel de Mohr nécessaire a la titration du mélange.

- **Dosage de l'azote total : méthode Kjeldahl (norme X31 111)**

Cette méthode consiste à minéraliser les composés organiques en milieu acide et en présence d'un catalyseur puis à doser l'azote ammoniacal obtenu par titrimétrie après distillation en milieu alcalin. L'azote Kjeldahl est la somme de l'azote ammoniacal avec l'azote organique. Le titrage est effectué par l'acide sulfurique (H_2SO_4) à 0.1N sur aussi bien la solution contenant le sol que sur une solution à essai blanc.

$$N (\%) = 1.4 (n - n').$$

n : volume de H_2SO_4 nécessaire a la titration de solution contenant le sol.

n' : volume de H_2SO_4 nécessaire a la titration de solution a essai blanc.

$N (\%)$: pourcentage de l'azote total.

- **L'humidité (norme NF T 90 029)**

L'humidité est mesurée selon la norme (NF-X31 102). Un échantillon de 50g de sol placé dans un bêcher taré est mis à sécher dans une étuve à 105°C pendant une heure pour être ensuite pesé.

$$W_0 = (M_1 - M_2) / M_2 \cdot 100$$

M_1 : masse du solide humide (g).

M_2 : masse du solide sec (g).

W_0 : humidité en pourcentage (%).

- **Matière organique totale (NF X 31 071)**

La matière organique est mesurée selon la norme (NF-X31 071). Un échantillon de 50g de sol est placé dans un bêcher est mis dans une étuve à 105°C pendant une heure. Ensuite l'échantillon est introduit dans un four à 550°C pendant 20 minutes.

$$MO = (M_2 - M_3) / M_1 \cdot 100$$

M_3 : masse du sol après calcination (g).

MO : masse organique en pourcentage (%).

- **Masse volumique du solide**

Le calcul de la masse volumique du solide est fait à l'aide d'une éprouvette de 5ml. Le principe de cette méthode consiste à introduire une masse M_t bien déterminée du solide dans une éprouvette graduée et à combler les interstices avec de l'eau jusqu'à un certain volume. La masse totale du système ainsi obtenue est :

$$M_t = M_s + M_p + M_{ex}.$$

et le volume total du solide immergé est :

$$V_t = V_s + V_p.$$

M_s : masse du solide ;

M_p : masse de l'eau dans les pores ;

M_{ex} : masse d'eau en excès ;

V_s : volume du solide ;

V_p : volume d'eau emprisonné dans les pores ;

V_{ex} : volume d'eau en excès.

La masse volumique du solide est définie comme étant le rapport de la masse du solide sur son volume, elle s'écrit :

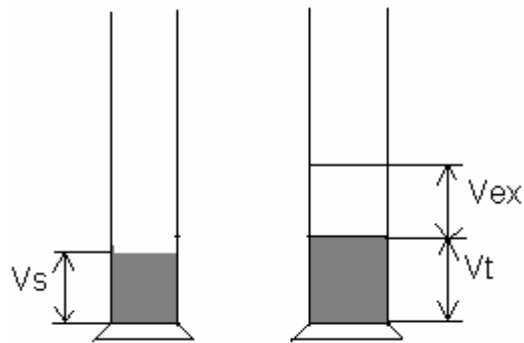
$$\rho_s = \frac{M_s}{V_s} = \frac{M_s}{V_t - V_p}$$

Avec

$$V_p = \frac{M_t - M_s - M_{ex}}{\rho_{eau}}$$

Et

$$M_{ex} = V_{ex} \cdot \rho_{eau}$$



- **Calcul de la porosité**

La porosité ε est définie comme étant le rapport du volume des pores V_p sur le volume total V_t . Pour la mesure, on a utilisé la même éprouvette que celle utilisée pour la mesure de la masse volumique.

$$\varepsilon = \frac{V_p}{V_t} = \frac{(M_t - M_s - M_{ex}) / \rho_{eau}}{V_t}$$

- **Perméabilité**

La perméabilité est la facilité avec laquelle un milieu poreux se laisse traverser par un fluide donné et est exprimée par la loi de H. Darcy établie expérimentalement en 1856 [31].

$$Q=K.S.I \quad \text{ou}$$

Q : débit récupéré a la sortie.

K : perméabilité.

S : surface de la colonne.

$$I : \text{pente} = \frac{H}{h} \quad \text{ou}$$

H : différence de hauteur entre le niveau d'eau en amont et en aval.

h : hauteur de la colonne du sol.

La colonne munie d'un filtre au fond est remplie de sol comme le montre la figure II-2. L'eau circulant à travers le tuyau à une charge fixe traverse la couche de sol et est récupéré par une éprouvette graduée. Après établissement du régime d'écoulement, on mesure le débit de percolation et on calcul la perméabilité.

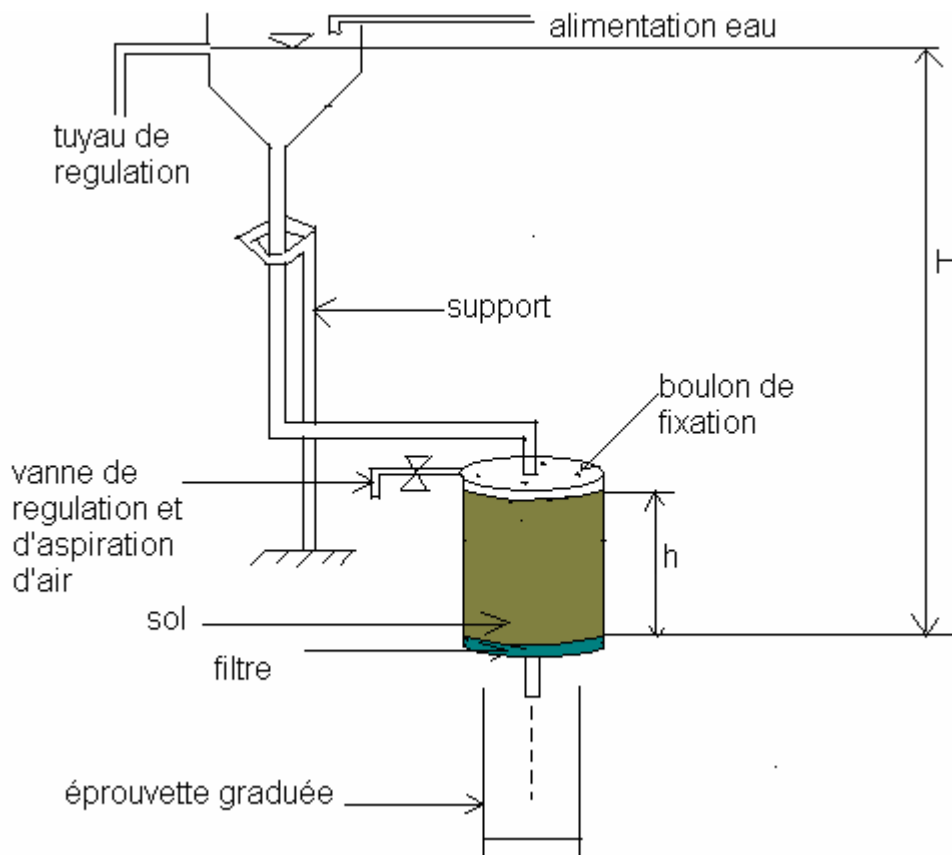


Figure II-2 : dispositif de mesure de la perméabilité.

• **Analyse granulométrique**

La détermination de la teneur en argile s'est faite par sédimentométrie. La pipette utilisée est de type ROBINSON. Cette dernière permet de prélever un volume quelconque de suspension à la profondeur désirée sans mettre en mouvement les tranches situées à d'autres profondeurs.

L'échantillon doit subir au préalable une heure d'agitation (terre, eau) à une température connue. Après l'agitation, les particules de terre vont sédimenter à une vitesse déterminée selon leur masse (loi de Stokes).

Les temps et profondeur de prélèvement dépendent des dimensions des particules de la fraction. Signalons qu'il existe des tableaux indiquant les hauteurs de prélèvement ainsi que les temps correspondant [32].

La classification granulométrique se présente en coordonnées triangulaires :

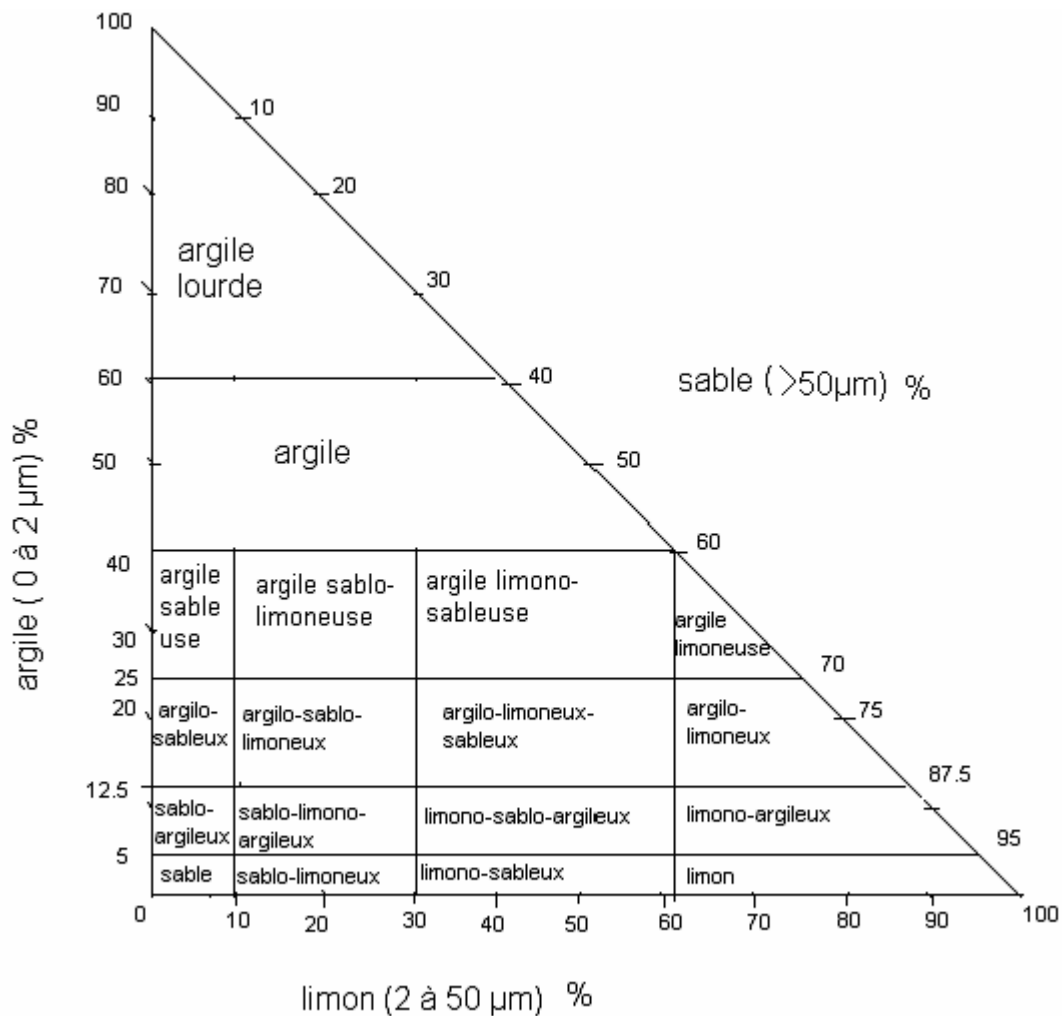


Figure II-3 : triangle de texture [33].

- **Diamètre moyen des particules**

La granulométrie de sol a été déterminée par tamisage d'une masse m_t . Le diamètre des particules a été calculé à partir des résultats d'analyse granulométrique, effectué sur deux échantillons du sol.

Le diamètre des particules est donné par la formule suivante :

$$D_p = \frac{\sum_i (m_i)}{\sum_i \frac{m_i}{D_i}} = \frac{\sum_i X_i}{\sum_i \frac{X_i}{D_i}}$$

X_i : La fraction massique du solide recueilli dans le tamis (i).

D_i : Diamètre moyen des deux tamis consécutifs. $D_i = \frac{D_{(i-1)} + D_{(i)}}{2}$

La capacité d'adsorption

La capacité d'adsorption est déterminée, en préparant 100ml de 5 solutions de 20, 40, 60, 80, 100mg/l dans 5 béchers. On introduit 1g de sol dans chaque béchers. On laisse le sol en contact avec le phénol pendant une heure et on mesure la concentration du phénol.

La capacité maximale d'adsorption est déterminée selon l'isotherme de Langmuir.

Le modèle de Langmuir

Ce modèle est basé sur l'équation suivante :

$$Q_e = Q_m \cdot \frac{b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e}$$

Où Q_e : Quantité de phénol adsorbée par gramme de sol à l'équilibre ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$),

Q_m : Quantité maximale de phénol adsorbée par unité de masse de sol ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$),

C_e : Concentration d'adsorption à l'équilibre (mg/l),

b : Constante qui est relative à l'affinité des sites d'adsorption ($\text{l} \cdot \text{mg}^{-1}$).

Cette équation peut être simplifiée par l'équation suivante :

$$\frac{C_e}{Q_e} = \frac{1}{Q_m \cdot b} + \frac{C_e}{Q_m}$$

Pour déterminer la quantité maximale de phénol adsorbée par gramme de sol (Q_m), on trace la courbe $1/Q_e$ en fonction de $1/C_e$.

Le modèle de Freundlich

Ce modèle est basé sur l'équation suivante :

$$Q_e = K_f \cdot C_e^{n_f}$$

K_f , n_f : constantes caractéristiques de l'équation de Freundlich.

Pour déterminer la capacité maximale d'adsorption de phénol par le sol, on trace $\ln Q_e$ en fonction de $\ln C_e$.

11-2-2- Dénombrement des bactéries du sol.

La détermination des caractéristiques biologiques du sol repose sur un isolement et un dénombrement des souches autochtones du sol.

Pour isoler et dénombrer les bactéries dans le sol, c'est la méthode de dilutions et ensemencement sur des boîtes de pétri qui est utilisée.

- **Préparation des dilutions**

Un échantillon de 1g de sol est mis dans un tube à essai contenant 10ml d'eau physiologique stérilisée puis on prend 8 tubes à essai contenant chacun 9ml d'eau physiologique stérilisée.

De la solution contenant le sol est prélevée 1ml qu'on transfère dans un tube contenant 9ml d'eau physiologique pour obtenir la dilution 10^{-1} , un millimètre est ensuite prélevée dans ce dernier tube pour être transféré dans un deuxième tube pour obtenir une dilution de 10^{-2} , et ainsi de suite jusqu'à la dilution 10^{-8} .

Ensemencement sur boîte pétri

On prélève un millilitre de chacune des neuf dilutions que l'on introduit dans des boîtes de pétri, on verse ensuite de la gélose nutritive. Après une incubation de 24 heures à 30°C, les colonies développées sont dénombrées.

II-3-Généralités sur le phénol

La présence de phénol dans l'environnement provient des eaux résiduaires et des flux d'air rejetés lors de la production, de la transformation et de l'utilisation du phénol.

Les échappements des moteurs thermiques, la dégradation photochimique du benzène, la décomposition de déchets organiques divers, le métabolisme humain et animal sont également responsables de la présence de phénol dans l'environnement. Il en est de même des usines de cokéfaction et de carbonisation à basse température, ainsi que la combustion du bois et du tabac [34].

La biodégradation des phénols naturels est en générale très bonne, de sorte qu'une accumulation dans la flore ou la faune est peu probable. La dégradation par les bactéries est intégrale jusqu'à formation de dioxyde de carbone. Dans le sol, une condensation avec formation d'acide humique peut se produire. En revanche la dégradabilité des phénols synthétiques est plus faible, car nombre d'entre eux ont une action bactéricide. Plus les phénols contiennent d'atomes de chlore ou d'azote, plus leur toxicité est forte. Ainsi le pentachlorophénol est le plus toxique des chlorophénols, et le trinitrophénol est le plus toxique des nitrophénols [35].

La directive des communautés européennes indique une teneur en phénol dans l'eau maximale admissible de 0.5mg/l, alors que les normes américaines admettent une concentration limite des composés phénoliques dans l'eau de 1mg/l [36].

Le phénol est toxique par contact avec la peau et par ingestion, il provoque des brûlures. Après contact avec la peau, il est conseillé de se laver immédiatement et abondamment avec du polyéthylène glycol 400, rincer avec beaucoup d'eau [37].

On stocke le phénol dans des récipient bien fermés à l'abri de l'humidité, à l'abri de la lumière dans des endroits bien ventilés, à la température ambiante (+15 à +25°C) et à l'écart des substances facilement inflammables [38].

- **propriétés physiques**

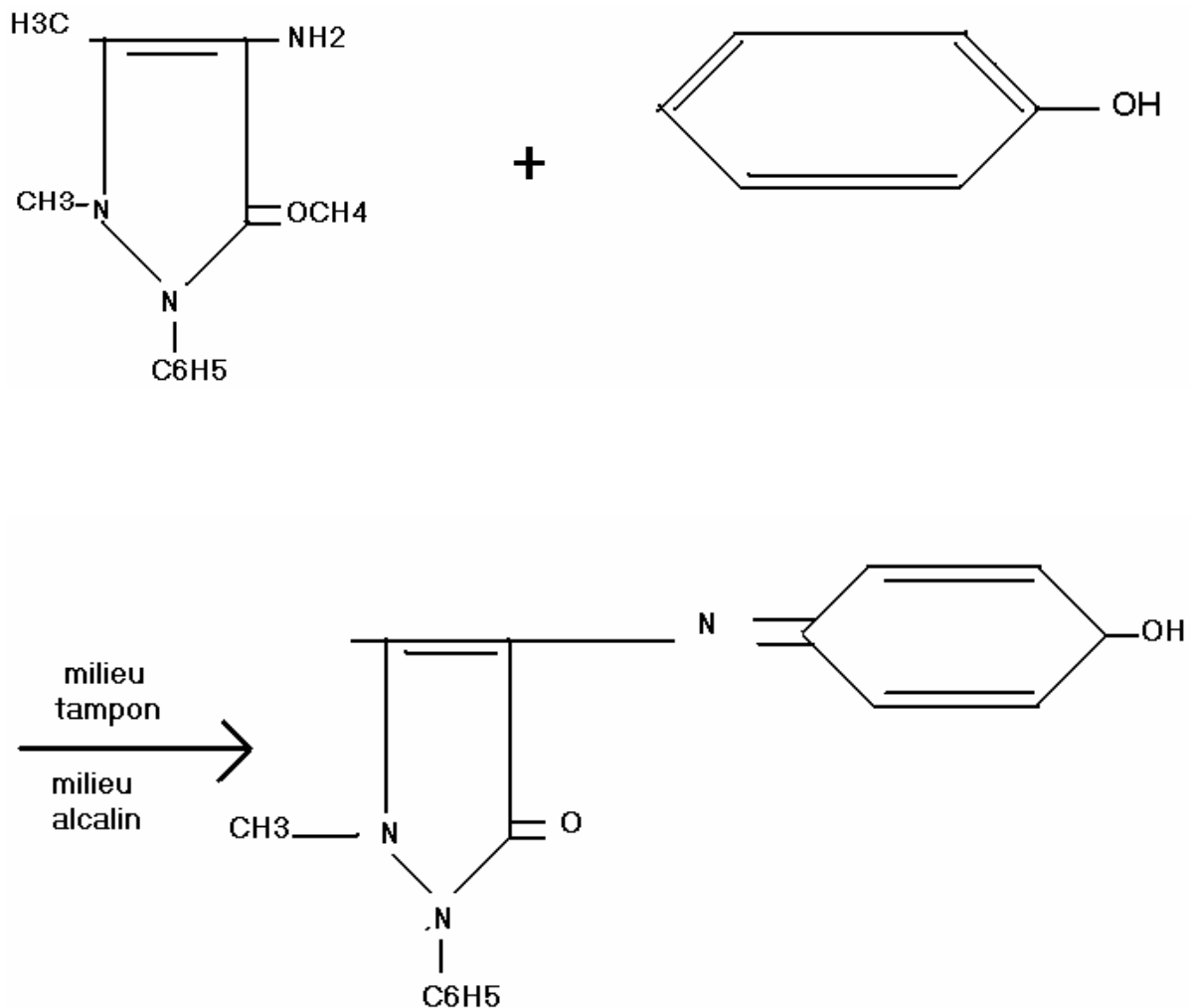
Tableau II-1 : propriétés physiques du phénol [39].

Aspect : solide	Couleur : incolore
Odeur : caractéristique	pH : environ 5 pour une solution aqueuse à 50g/l (20°C)
Température de fusion : 41°C	Température d'ébullition : 180-182°C
Température d'auto inflammation : 605°C	Point d'éclair : 79°C
Masse moléculaire : 94,11 g/l	Coefficient de partage n-octanol/eau : 1,46
Densité apparente : environ 620 Kg/m ³	Facilement soluble dans l'éther
Solubilité dans l'eau (20°C) : 90g/l	Facilement soluble dans l'éthanol

- **Dosage du phénol**

Le phénol a été quantifié par la méthode colorimétrique basée sur la condensation du 4-amino-antipyrène avec le phénol en présence d'un agent oxydant, le ferricyanure de potassium, dans un milieu alcalin pour donner un complexe de couleur rouge, l'intensité de cette dernière dépend de la concentration de phénol NF (T90-204).

La réaction est la suivante [38].



Milieu tampon : La solution tampon avec laquelle on travaille est composée de : chlorure d'ammonium NH_4Cl , tartrate double de Na et K, d'ammoniac concentré et d'ammonium concentré.

Pour 1 litre de la solution tampon :

- 34 g de NH_4Cl .
- 200 g tartrate double de Na et K.
- 15 ml d'ammoniac concentré.
- Compléter jusqu'à 1 litre et ajuster le pH à 9.5 au PH mètre avec du NH_3 concentré.

Solution 4-amino-antipyrène : on prépare une solution de 20g/l.

Le milieu alcalin : est préparé à partir d'une solution de ferricyanure de potassium $\text{K}_3\text{Fe}(\text{Cn})_6$ de concentration 20g/l.

CHAPITRE III

CHAPITRE III : RESULTATS EXPERIMENTAUX ET INTERPRETATIONS

La migration et le transfert de composés organiques dans le sol est étroitement liés à la nature du sol, mais également régis par l'intervention d'autres paramètres : l'adsorption, la biosorption, la biodégradation, le compactage et les interactions chimiques entre le sol et les composés organiques. Dans le cadre de cette étude, nous allons étudier le comportement du phénol dans le sol.

Dans une première partie, nous avons déterminé les caractéristiques physicochimiques et biologiques des sols.

Nous avons ensuite réalisé les essais de percolations d'une solution de phénol à 100mg/l pour différentes hauteurs de sol.

Trois types de sols ont été étudiés, le sol prélevé à l'Ecole Nationale Polytechnique à caractère argileux, le sol prélevé à Ain Taya à caractère sableux et un sol à caractère argileux-sableux résultant d'un mélange de 50% des deux sols cités.

Des mesures des débits et de la concentration en phénol à la sortie des colonnes sont effectuées à différents temps.

Enfin, nous avons essayé de mettre en évidence l'existence de phénomène de biodégradation en réalisant des essais de percolation tant sur un système abiotique que sur un système biotique

III-1 : Caractéristiques des sols

Le sol qu'on a prélevé à l'Ecole Nationale Polytechnique contient 44.70% d'argile, 13.2% de limon et 42.70% de sable. Ainsi ce sol est de structure argileuse.

Le sol qu'on a prélevé à la plage de Ain-Taya contient 19.40% d'argile, 10.80% de limon et 69.80% de sable. Ce sol est alors est de structure argilo-sablo-limoneuse.

Le dénombrement des bactéries effectué sur le sol argileux révèle $35112 \cdot 10^6$ bactéries/g de (sol).

La capacité d'adsorption de phénol par le sol est déterminée à partir de la figure III-1 et la figure III-2.

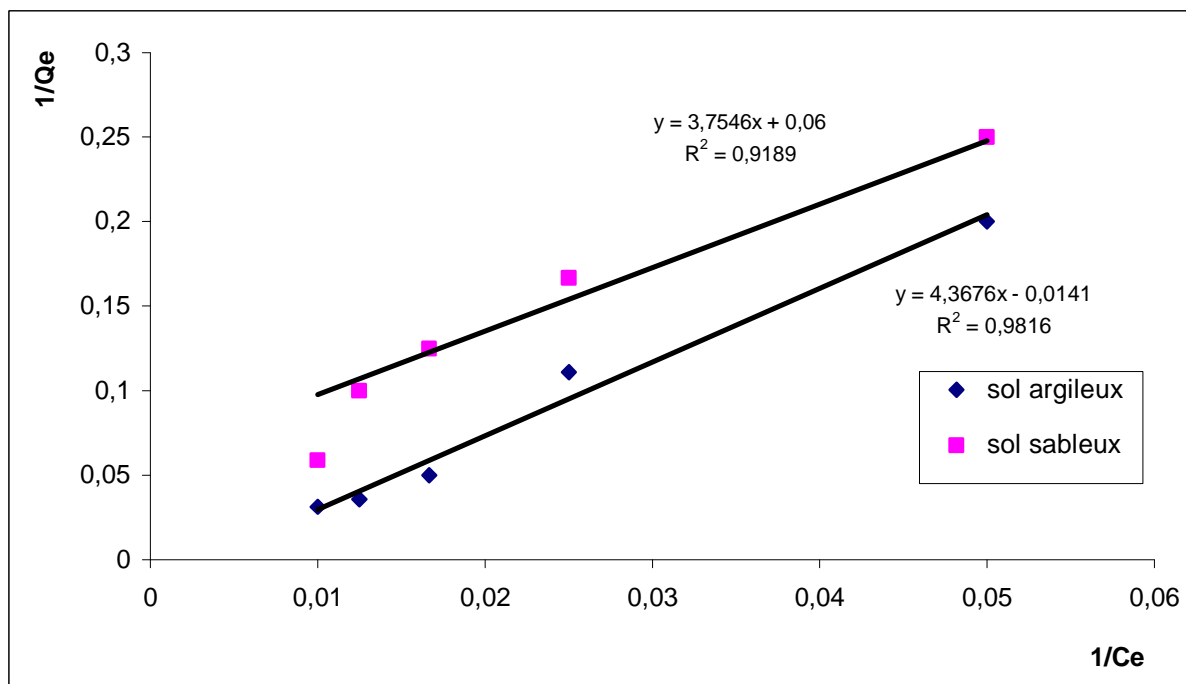


Figure III-1 : linéarité d'adsorption de phénol par le sol en appliquant l'isotherme de Langmuir.

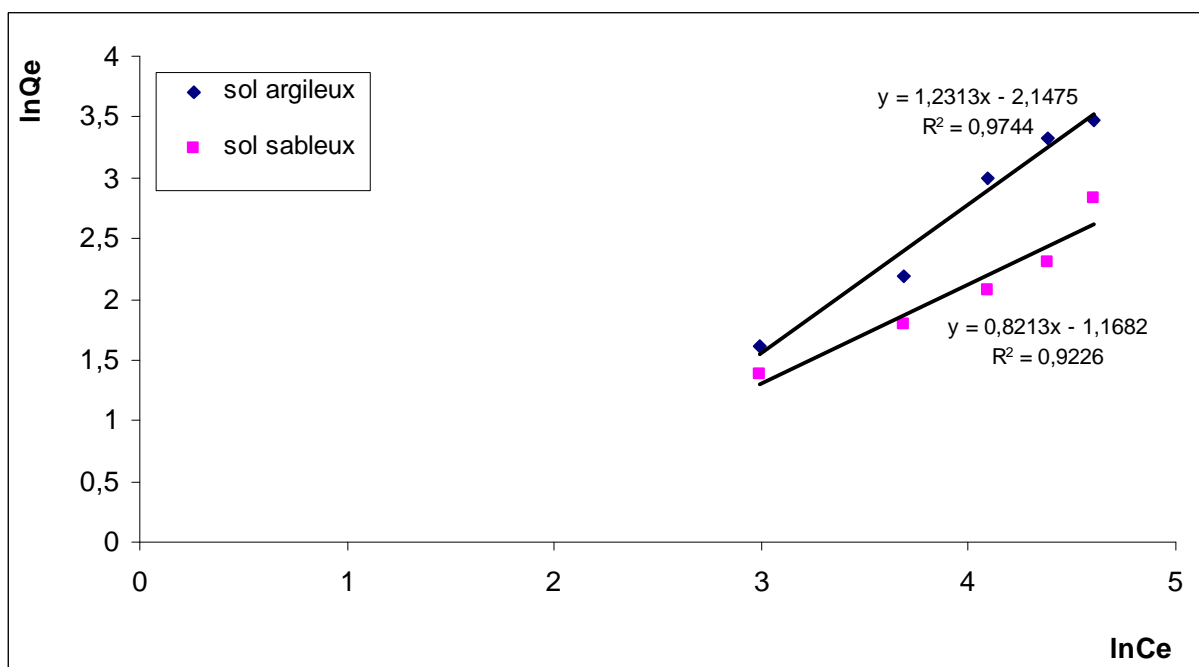


Figure III-2 : linéarité d'adsorption de phénol par le sol en appliquant l'isotherme de Freundlich.

On remarque bien que c'est l'isotherme de Freundlich qui répond au mieux à l'adsorption de phénol par le sol. Les résultats de la capacité d'adsorption de phénol par le sol sont indiqués dans le tableau III-1.

Les caractéristiques physico-chimiques des sols sont présentées par le tableau III-1.

Tableau III-1 : caractéristiques physico-chimiques des sols.

paramètres	Sol sableux	Sol argileux	Sol mélangé
PH	9.42	8.90	-
Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	171	504	-
Carbone organique (%)	0.246	0.635	-
Azote total (%)	0.014	0.028	-
Matière organique (%)	0.424	1.094	-
Masse volumique (g/ml)	2.55	1.65	2.12
Porosité (%)	43	33	25
Perméabilité (cm/mn)	1.58	0.182	0.46
Humidité (%)	2.1	2.8	2.6
Rapport C/N	23.42	30.23	-
Capacité d'adsorption (mg/g de sol)	13,654	33,88	-
Diamètre des particules (mm)	0,137	0,095	-

Les valeurs des caractéristiques physicochimiques des sols permettent de tirer les conclusions suivantes :

- Le facteur C/N pour les deux types de sols est loin d'être à sa valeur optimale (10).

- La capacité d'adsorption de phénol est importante pour le sol argileux que pour le sol sableux. En revanche, La perméabilité de sol argileux est très faible que celle de sol sableux.
- En comparant la conductivité des deux sols, la capacité d'échange ionique est importante dans le sol argileux que dans le sol sableux.

III-2-Etude de la percolation

1- Concentration de phénol pour différents types de sols.

Dans cet essai, nous avons suivi l'évolution des concentrations de phénol à la sortie de chaque colonne de hauteurs de sol différentes et une charge constante ($\Delta H=4\text{cm}$). Nous avons présenté également les temps de saturation (les temps à partir desquels les concentrations de la solution de phénol à la sortie des colonnes sont égales à celles de la solution initiale du phénol), pour les trois types de sol.

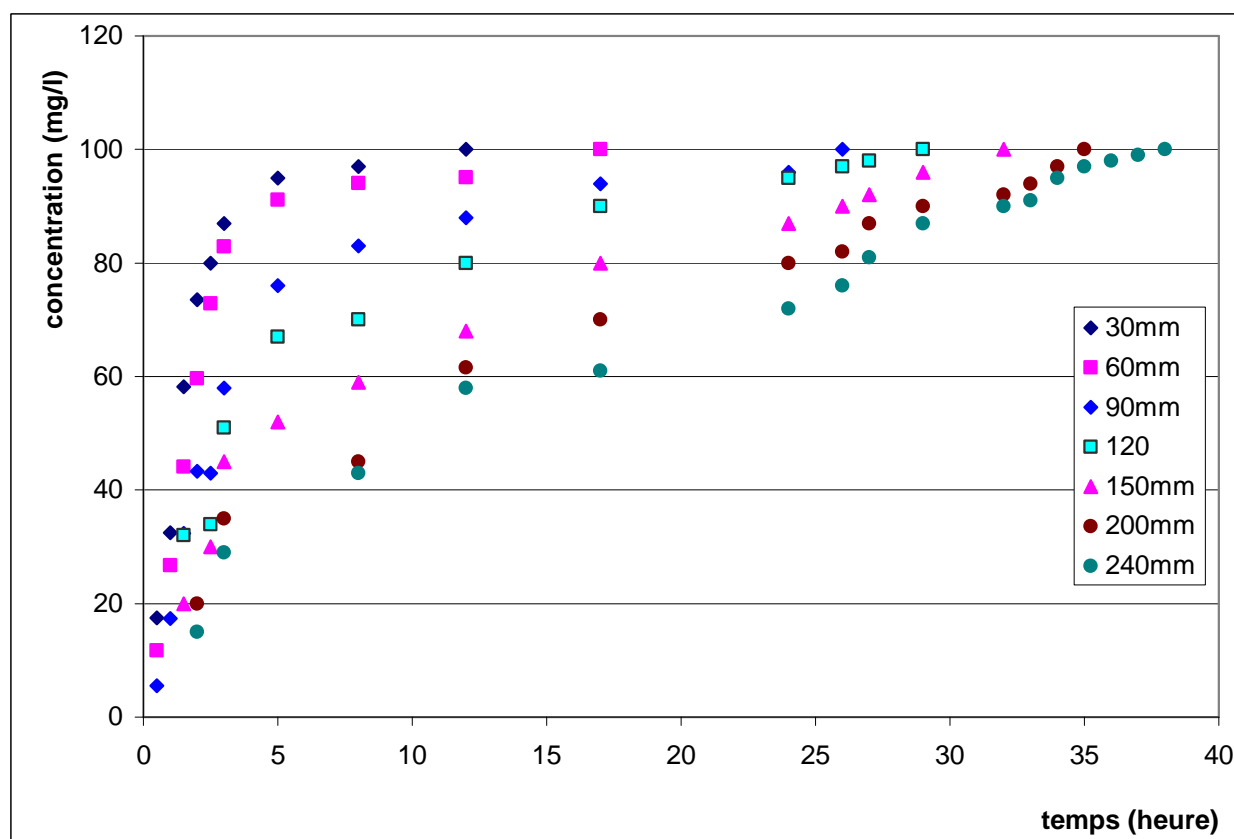


Figure III-3 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de contact de la solution de phénol avec le sol sableux.

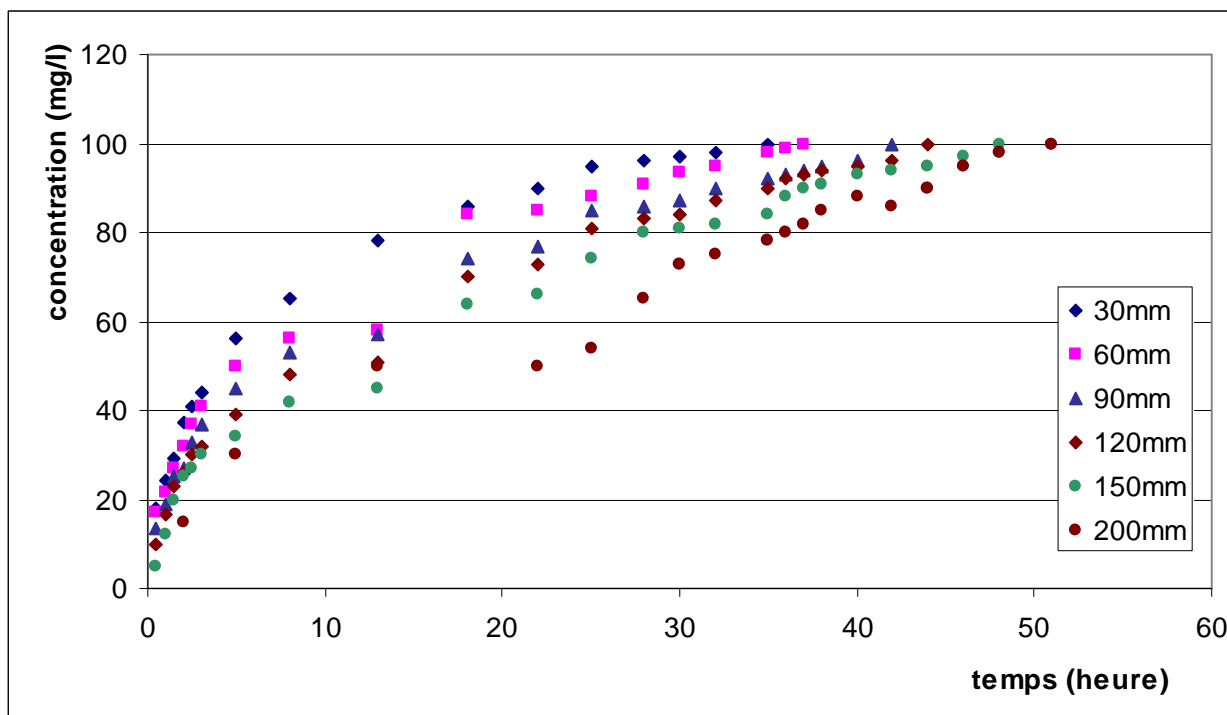


Figure III-4 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de contact de la solution de phénol avec le sol argileux.

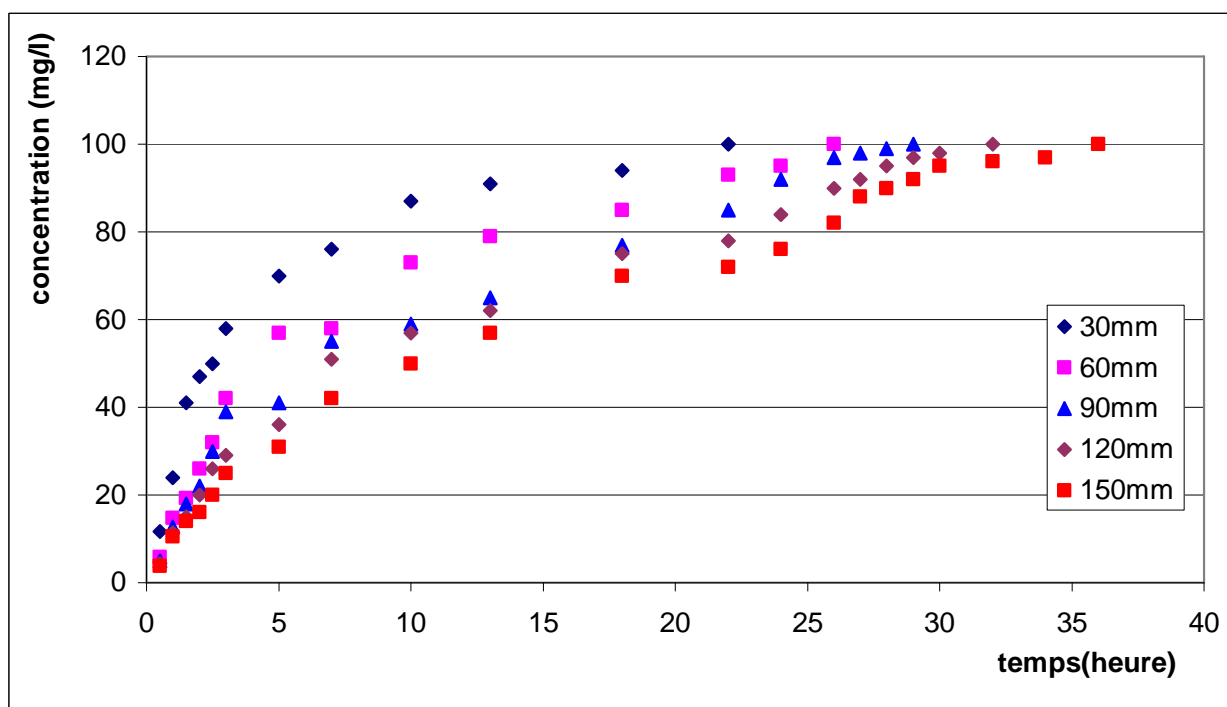


Figure III-5 : évolution de la concentration de phénol en fonction de temps de contact de la solution de phénol avec le sol mélangé.

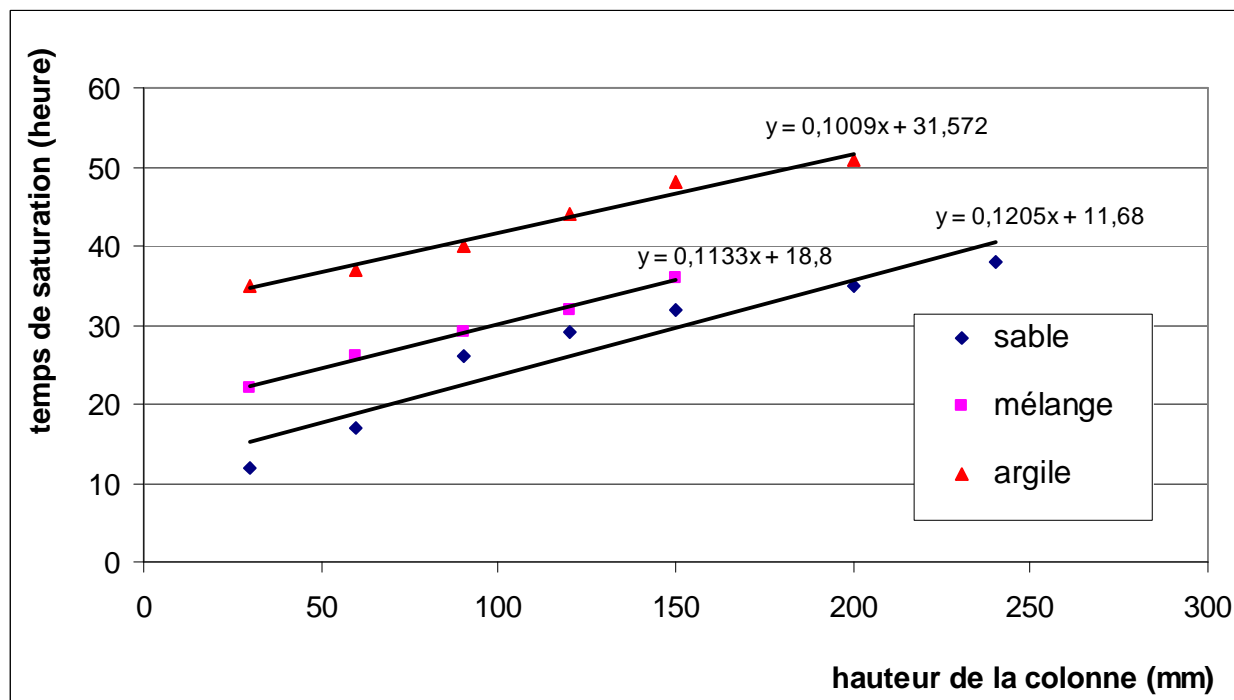


Figure III-6 : temps de saturation de sol en fonction de la hauteur de la colonne.

On remarque que plus la hauteur de sol est importante, le temps de séjour de phénol dans le sol est important, ainsi le temps d'échange est important.

L'évolution de temps de saturation en fonction de la hauteur du sol est régie par des équations linéaires qui sont les suivantes :

- $Y=0,1009x+31,572$ pour le sol argileux.
- $Y=0,1133x+18,8$ pour le sol mélangé.
- $Y=0,1205x+11,68$ pour le sol sableux.

Ou :

Y : temps de saturation (heure).

X : hauteur de sol dans la colonne (mm).

Cependant pour des hauteurs de sol élevées, cette linéarité n'est pas valable : pour une hauteur de sol argileux de 500mm, le temps d'échange est de 10 jour (240 heures). Ces deux valeurs ne vérifient pas l'équation $Y=0,1009x+31,572$. Cela est dû au phénomène de compactage.

Ainsi, pour les sols argileux, l'équation linéaire définie précédemment change de pente entre un intervalle de hauteur et un autre, elle augmente en augmentant la hauteur de sol. Cela signifie que le temps de saturation augmente considérablement en passant d'une hauteur à une hauteur de sol supérieure.

2- Influence de type du sol

On compare l'évolution de la concentration du phénol en fonction du temps pour les différents types de sol de même hauteur, on remarque que toutes les mêmes hauteurs ont le même comportement : prenant le cas par exemple de trois colonnes de hauteur de sol 90mm (une colonne remplie de sol argileux, l'autre de sol sableux, et la dernière de sol mélangé).

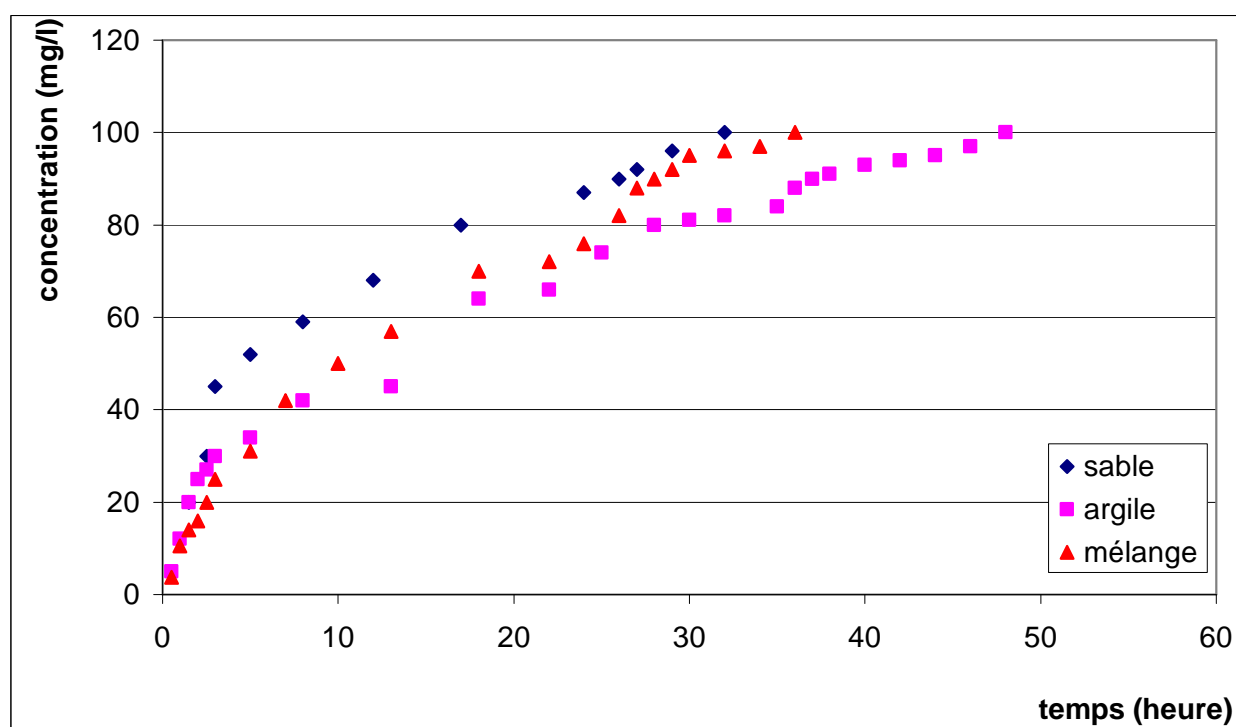


Figure III-7 : évolution de la concentration de phénol pour les trois types de sols.

La figure III-7 montre que le type de sol joue un rôle important dans la détermination de mode de transfert de phénol dans le sol. La capacité de rétention de sol argileux est supérieure à celle de sol mélangé qui à son tour présente une capacité de rétention supérieure à celle de sol sableux.

La figure III-6 montre également que le temps de saturation de sol argileux est supérieur à celui de sol mélangé. De même, le temps d'échange de sol mélangé est supérieur au sol sableux.

Ces deux constatations mis en évidence le fait que c'est la composition en argile du sol qui détermine sa capacité de rétention : un sol composé d'une fraction argileuse importante présente la surface spécifique la plus grande, une faible perméabilité et faible porosité. Ces deux derniers paramètres régule l'infiltration de l'eau qui est le véhicule principal de polluants dans le sol. L'infiltration dans le sol sableux est supérieure à celle dans le sol argileux du fait de la faible perméabilité du sol argileux. Cela aggrave d'autant plus la pollution en phénol des eaux souterraines à sol sableux que les eaux souterraines à sol argileux. En revanche, le sol argileux est plus vulnérable à la pollution du phénol que le sol sableux.

3- L'activité biologique

L'étude est faite sur les sols argileux et sableux à des hauteurs de sols de 200mm et de charge constante ($\Delta H=40\text{mm}$). On a effectué aussi une autre analyse pour deux colonnes de 500mm de sol argileux de meme charge (une colonne comporte le sol argileux et l'autre le sol argileux stérilisé).

Les sols sont stérilisés de la façon suivante : ils sont mis dans l'étuve à 105°C pendant 24 heures puis étalés à l'air libre pendant 6 heures, puis remis dans l'étuve à 105°C pendant 24 heures.

Au préalable, nous avons suivi l'activité microbienne dans une colonne de 30mm de sol argileux et de charge constante ($\Delta H=40\text{mm}$). Le dénombrement révèle les valeurs suivantes :

Tableau III-2 : dénombrement des bactéries.

Temps de prélèvement (heures)	Nombre de colonies (bactéries/g (sol))
0	35112.10^6
10	31.10^6
20	$0.085079.10^6$

Le tableau III-2 révèle une diminution de nombre de bactéries. Cette diminution est due à la valeur de C/N (23,42 pour le sol sableux et 30,23 pour le sol argileux) qui est loin d'être de sa valeur optimale, et à la non régénération des facteurs de croissance microbienne.

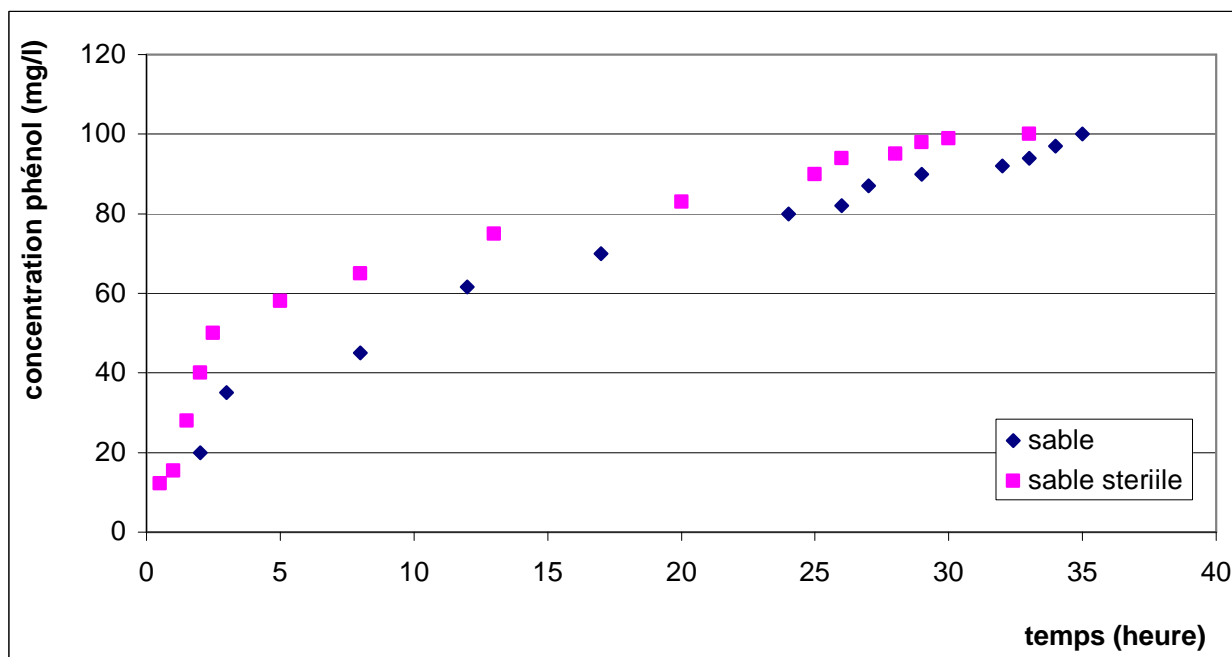


Figure III-8 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre le sable et le sable stérilisé pour une hauteur de sable de 200mm.

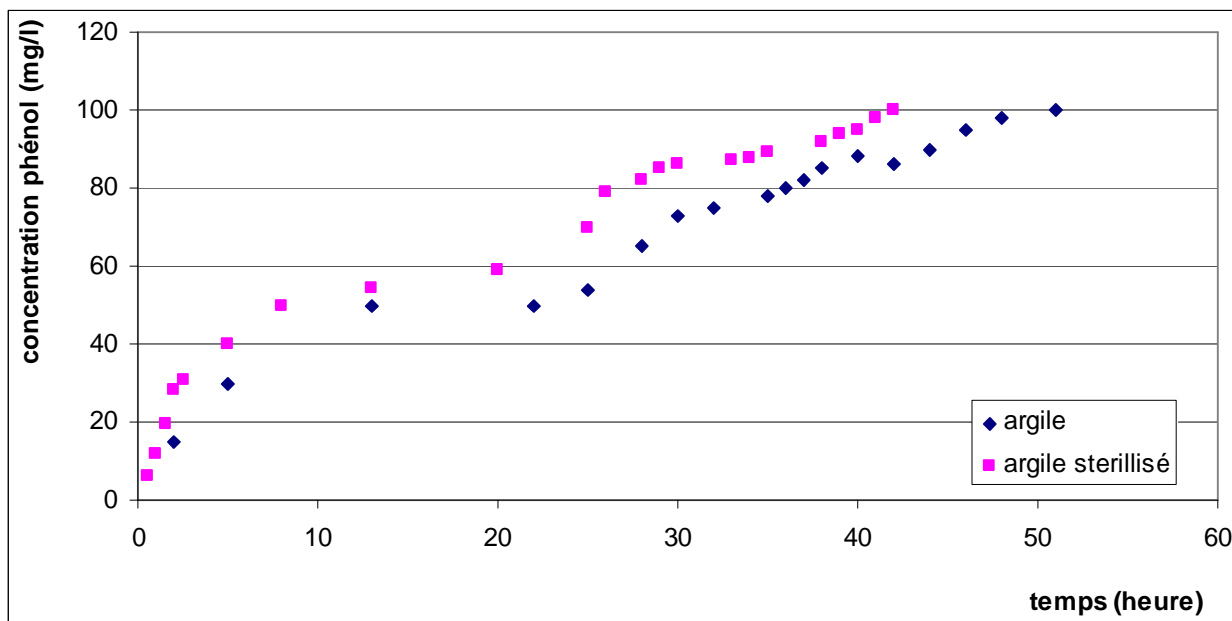


Figure III-9 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre l'argile et l'argile stérilisé pour une hauteur de sol de 200mm.

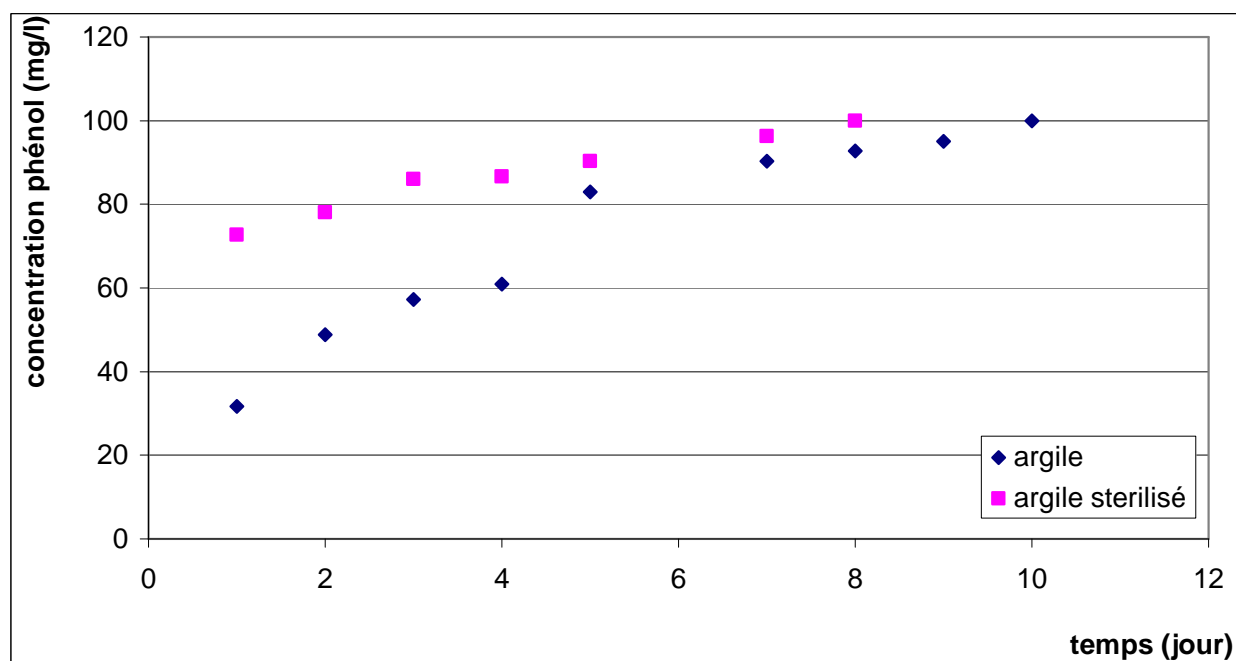


Figure III-10 : comparaison de l'évolution de la concentration de phénol entre l'argile et l'argile stérilisé pour une hauteur de sol de 500mm.

On remarque bien d'après les figures III-8, III-9 et III-10 qu'il existe une activité biologique au sein de la colonne de percolation. Sous les mêmes conditions opératoires, la concentration de phénol à la sortie d'une colonne de sol est inférieure à celle d'une colonne de même sol mais stérilisé. Les bactéries qui dégradent le phénol sont des bactéries anaérobies. On a constaté également de temps en temps un dégagement de bulles d'air dans les colonnes contenant des sols non stérilisés, cela signifie le dégagement de CO_2 suite à une biodégradation de la matière organique. .

Cette activité diminue au fur et à mesure de la percolation de phénol à travers le sol car les deux courbes de la figure III-10 se convergent lorsque le temps de contact de phénol avec le sol augmente.

4- Influence de phénomène de la compaction.

On a effectué des mesures de débits de percolation à la sortie d'une colonne de 30mm de sol argileux et de charge constante ($\Delta H=40\text{mm}$) pendant 22 heures d'une part, et des mesures des débits de percolation à la sortie d'une colonne de 500mm de sol argileux de même charge.

Les résultats de mesure des débits de percolation de la solution de phénol à la sortie des colonnes sont représentés par les figures III-11 et la figure III-12.

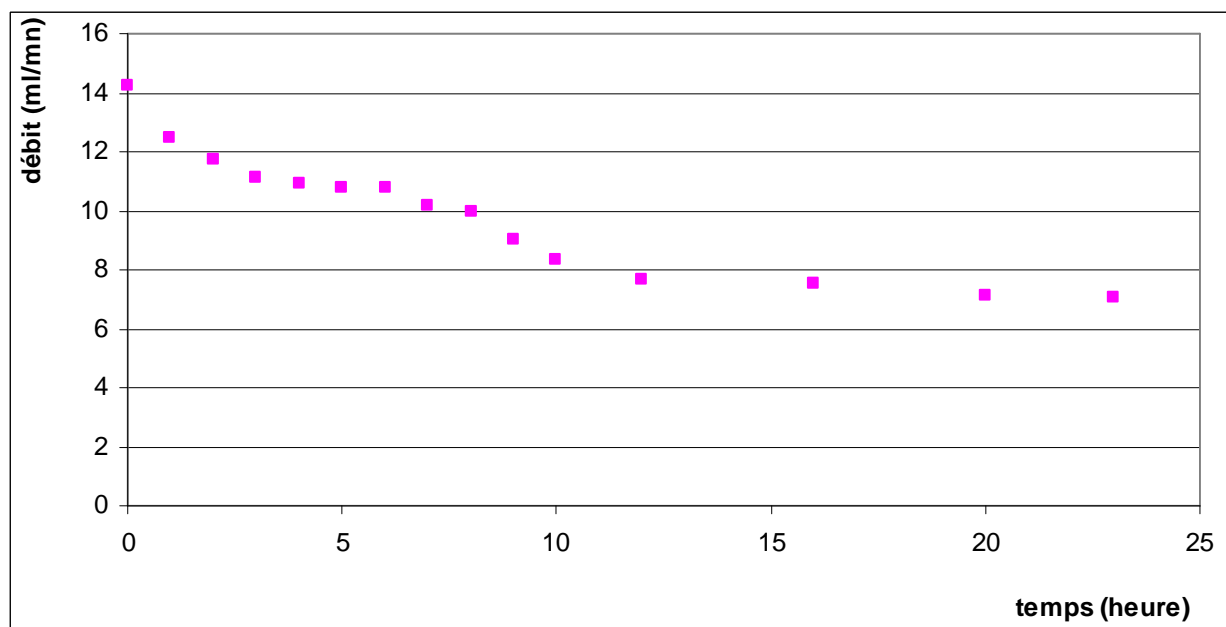


Figure III-11 : évolution de débit de percolation de la solution de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol argileux pour une colonne de 30mm de hauteur de sol.

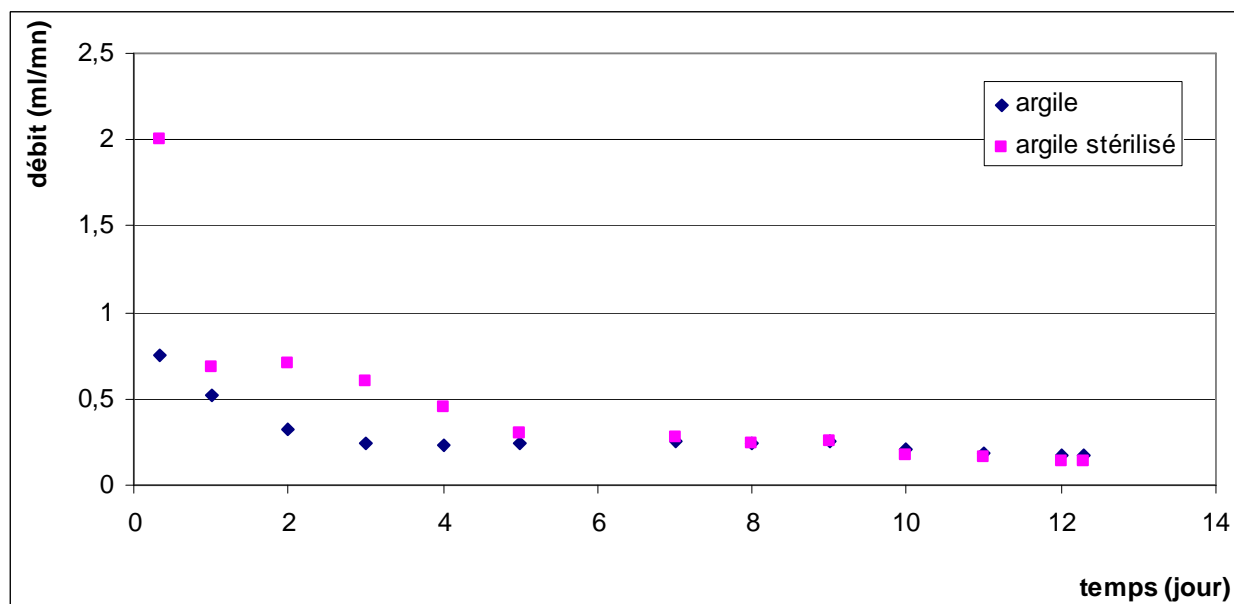


Figure III-12 : évolution de débit de percolation de la solution de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol argileux pour une colonne de 500mm de hauteur de sol.

On constate que le débit de percolation diminue en fonction de temps de contact de phénol avec le sol, cette diminution est importante au début de la percolation, puis le débit tend vers une valeur fixe. Cela suppose que le sol est initialement effrité : les particules de sol sont suffisamment éloigné l'une de l'autre pour permettre une bonne infiltration, puis, elles s'approchent de plus en plus jusqu'à formation d'une couche imperméable. Cette diminution influence sur les caractéristiques physiques du sol : diminution de la perméabilité et de la porosité.

En comparant la figure III-11 et la figure III-12, on remarque que l'infiltration pour une hauteur de sol de 30mm est supérieure à celle de sol de 500mm (de l'ordre de 10 fois). Alors l'élévation de la hauteur de sol défavorise l'infiltration.

Les deux courbes de la figure III-12 montre que les microorganismes favorisent le compactage de sol, à cause des microorganismes qui entourent les particules de sol, en formant des agrégats, elles obstruent ainsi les pores de sol, et/ou les produits de biodégradation de phénol obstruent les pores de sol. Les deux courbes se convergent en fonction de temps à cause de la décroissance des microorganismes.

5- Influence de la charge de la solution de phénol.

Dans cet essai, on a effectué des mesures de débit de percolation et de la concentration de phénol en fonction de temps, à la sortie des colonnes. On a utilisé 3 colonnes de 500mm de sol argileux et de charges (20, 40, 60mm). Et une colonne de 500mm de sol argileux stérilisé et de charge ($\Delta H=40\text{mm}$).

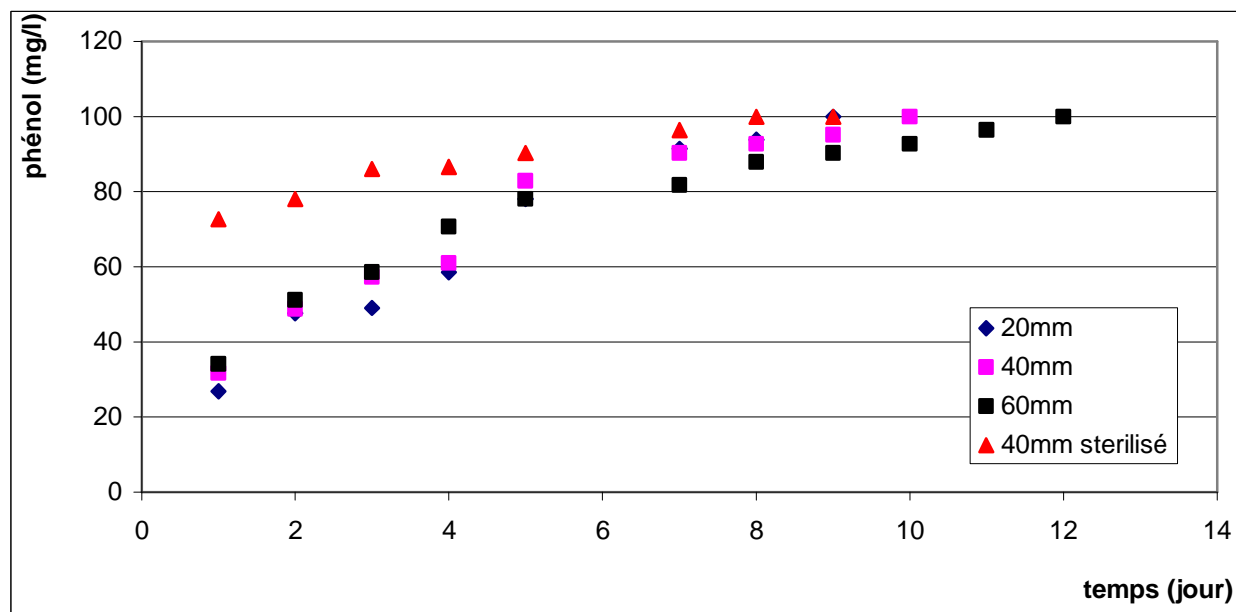


Figure III-13 : évolution de la concentration de phénol en fonction de la charge de la solution de phénol.

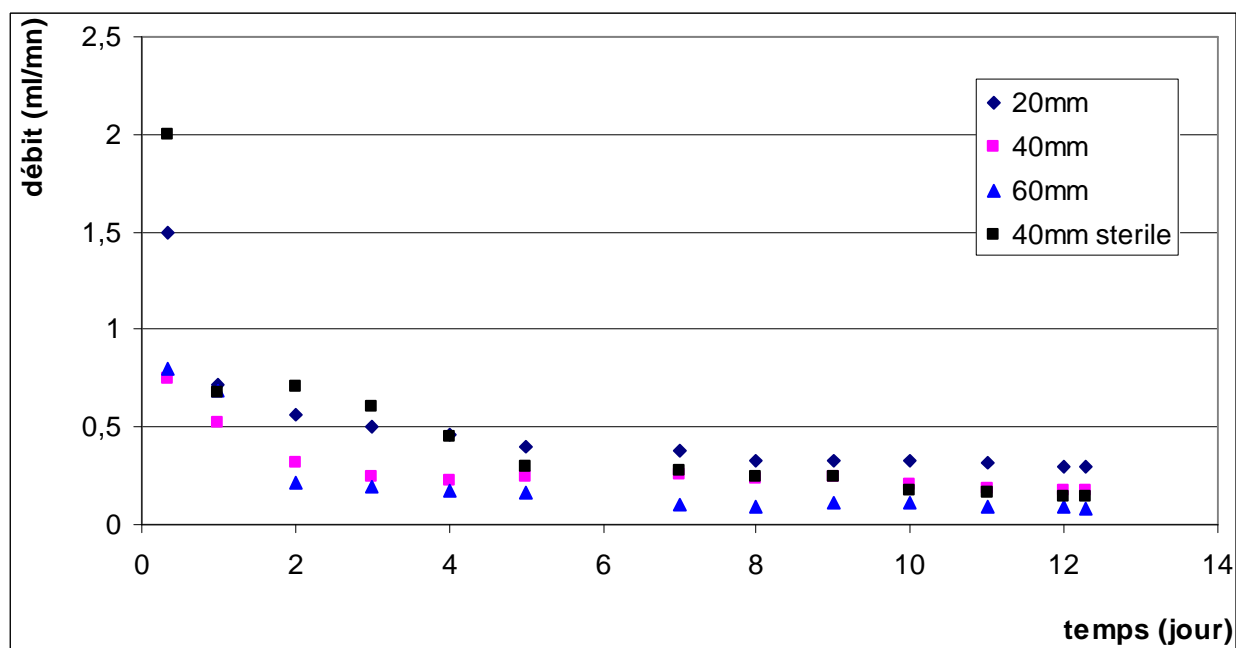


Figure III-14 : évolution de débit de percolation en fonction de la charge de la solution de phénol.

Au début de l'infiltration, on a remarqué que la vitesse de traversée de phénol dans les différentes colonnes est de cet ordre : dans le cas du sol stérilisé, $\Delta H=60\text{mm}$, $\Delta H=40\text{mm}$, enfin la colonne de charge ($\Delta H=20\text{mm}$).

D'après la figure III-14 on remarque que :

- L'infiltration dans le sol stérilisé devient inférieure à celle dans le sol de charge ($\Delta H = 20\text{mm}$) après 4 jours d'infiltration.
- L'infiltration dans le sol de charge ($\Delta H = 60\text{mm}$) est inférieure à celle dans le sol de charge ($\Delta H = 40\text{mm}$) après 2 jours d'infiltration.
- De même, L'infiltration dans le sol de charge ($\Delta H = 40\text{mm}$) est inférieure à celle dans le sol de charge ($\Delta H = 20\text{mm}$) de la solution de phénol après quelques heures d'infiltration.
- L'infiltration dans le sol stérilisé et celle dans le sol biotique de charge ($\Delta H = 40\text{mm}$) auront la même valeur après environ 5 jours de temps de contact.

Cela signifie qu'après établissement de régime de transfert, la valeur de l'infiltration est inversement proportionnelle à la charge.

Quant à la concentration de phénol à la sortie des colonnes, on remarque d'après la figure III-13 qu'au début de l'infiltration, les concentrations à la sortie des colonnes sont importantes pour des charges élevées.

Après environ 5 jours de temps de contact, le phénomène s'inverse : les concentrations seront élevées pour de faibles charges. Ainsi, les colonnes à faibles charges sont de faible temps de saturation. Cela est dû au fait que l'élévation de la charge favorise le compactage.

La première colonne qui est de faible temps de saturation c'est celle comportant le sol stérilisé, de fait de l'absence de l'activité biologique.

CONCLUSION

Conclusion

L'objectif de ce travail a été l'étude de mode de transfert de phénol dans le sol, nous avons étudié l'influence de la hauteur de sol, le type de sol, le compactage, la charge et l'activité microbienne. Les résultats obtenus ont permis de tirer les conclusions suivantes :

- La composition de sol en argile est un paramètre important pour la détermination de la capacité de rétention, la vitesse de migration ainsi la cinétique de rétention.
- Au cours de la migration de phénol à travers le sol argileux, la perméabilité et la porosité diminuent en fonction de temps de contact de phénol avec le sol, c'est le phénomène de compactage.
- La hauteur de sol influence sur la cinétique de rétention, l'évolution des temps de saturation en fonction d'un intervalle de hauteur est régi par une loi linéaire, cet intervalle de hauteur se retrici pour des sols argileux.
- La capacité de dégradation de phénol par les microorganismes de sol est importante au début de la migration puis elle diminue.
- Quant à la charge, après établissement du régime de transfert, les charges élevées sont défavorables à la migration de polluants ainsi la vitesse de migration est faible et le temps de saturation de sol est important.
- Le phénol est retenu par les sols argileux alors le risque des eaux souterraines d'être contaminées par le phénol est d'une durée très longue. Par contre, la rétention de phénol par les sols sableux est faible, d'autant plus la vitesse de migration est relativement grande, par conséquent, les eaux souterraines sont vulnérables à la pollution par le phénol.

La composition chimique du sol est un paramètre important qu'il faut prendre en considération à cause des interactions chimiques entre le phénol et les éléments du sol, pour cela il est nécessaire de déterminer la composition de sol en éléments chimiques qualitativement et quantitativement, et de faire des études sur les possibilités d'interactions chimiques entre le phénol et les éléments trouvés.

BIBLIOGRAPHIE

Bibliographie

- [1] **P. Bliefert**, « chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets », deboeck, 2001.
- [2] **M. Robert**, « Le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement », sciences de l'environnement, Masson, Paris 1996.
- [3] **H. Mechraoui, N. Lardjane**, « Etude de la biodégradation d'un sol pollué », mémoire de projet de fin d'étude, université des sciences et technologie Houari Boumediene, 2001.
- [4] **N. Bissaad**, « Contribution à la biorémediation dans un bioréacteur d'un sol contaminé par les hydrocarbures », projet de fin d'études, Ecole Nationale Polytechnique, 1999.
- [5] **A. Meyer, J. Deiana, H. leclerc**, « cours de microbiologie générale », édition Doin, Paris, 1984.
- [6] **Encyclopédia** Microsoft Encarta, 1997.
- [7] **Robert Larousse**, édition 1980.
- [8] **Jean_Piere Hille Waere**, « Cadre réglementaire de la pollution des sols », techniques d'ingénieurs, 1997.
- [9] **S. Jankovie**, « Manuel de chimie de l'environnement », OMS, Genève, 1974.
- [10] **E. Riser, Roberts**, "remediation of petroleum contaminated soil", Ed CRC Press LLC, 1998.
- [11] **Wassila Belhabib**, « La dégradation biologique d'un sol contaminé par les hydrocarbures », projet de fin d'étude, ENP, 2000.
- [12] **M. Bouchez, D. Blachet, F. Haeseler, J-P. Vandecasteele**, « Les hydrocarbures Aromatiques polycycliques dans l'environnement », Première partie Revue de l'institut français du pétrole, vol : 51, N°3, 1996.
- [13] **Christian Lecoq, Bruno Tassin, Daniel Thevenot**, « Transfert des polluants dans les hydrosystemes », Presse de l'école nationale des ponts et chaussées, GREF, 2001.
- [14] **M^F Nakuru**, « Cours de la pollution de sol », 5^{ème} année génie d'environnement, 2006.
- [15] **M. Prieur**, « Sites contaminés : en droit comparé de l'environnement », Pulin, 1995.
- [16] **journal officiel de la république algérienne démocratique et populaire**, « Règlement des rejets d'effluents liquides industriels », décret exécutif N°93-160, 1993.

- [17] **P. Lecompte**, « Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines », TECHNIQUE § DOCUMENTATION, Paris, 1998.
- [18] **J. Tranchemontagne**, « essais de biodégradabilité sur des sols contaminés par les hydrocarbures lourds », rapport de recherche présenté comme exigence partielle de la maîtrise en science de l'environnement, 1999.
- [19] **J. Abasene**, « biorestauration des sols contaminés par les hydrocarbures par traitement en biopile », projet de fin d'études, ENP, 2001.
- [20] **C. Ouahes**, « chimie organique », OPU, 1988.
- [21] **K. T. Valsaradj, K. M. Qaisi, W. D. Constant, L. J. Thibodeaux, K. S. RO**, « diffusive transport of 2, 4, 6 trinitrotoluene from contaminated soil to overlying water », journals of Hazards Materials 59, 1998.
- [22] www.FAO.org/document/showcdr, sp?url_file=/DOCREP/005/X2570F/X25709.htm.
- [23] **D. Philippe**, « étude des mécanismes de transferts des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sols des anciennes usines », CERSTA, 1978.
- [24] **B. Yaron, R. Cabret, R. Prost**, « soil pollution : process and dynamics », edition Springer, 1996.
- [25] **T. E. Buscheck, C. M. Alcantar**, "regression techniques and analytical solution to demonstrate intrinsic bioremediation", Battele Press, Columbus, 1995.
- [26] **P. A. Dmenico**, "an analytical model for multidimensional transport of a decaying contaminant species", contaminant hydrology, 1987.
- [27] **C. W. Fetter**, "contaminant hydrogeology.", Macmillan, New York, 1993.
- [28] **M. Th, VanGenuchten, R. J. Wagenet**, "two sites/two region models for pesticide transport and degradation: theoretical development and analytical solutions", Soil Science. Soc. Am. j. 53 (5), 1989.
- [29] **P. A. Domenico, F. W. Schwartz**, "physical and chemical hydrogeology", second edition, Wiley, New York, 1990.
- [30] **A. G. Stendback, S. K. Ong, S. W. Rogers, B. H. Kjararson**, « impact of transverse and longitudinal dispersion on first-order degradation rate constant estimation », Journal of Contaminant Hydrology, Elsevier, 2003.
- [31] **M^R. Semmar**, "cours de l'hydrogéologie", 3^{eme} année génie d'environnement, 2004.
- [32] **H. Gessner**, « L'analyse mécanique », Trad. Fr, Paris, 1936.
- [33] **S. Henin**, "le profil cultural", Masson, 1969.

- [34] **M. Bisson, R. Diderich, J. P. Lefèvre, H. Magaud, A. Pichard, C. Villey**, « phénol, fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques », version N^o1-2, INERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD, 2003.
- [35] **R. Bremord, R. Vuichard**, « paramètres de la qualité des eaux », Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, SPEPE, Paris, 1973.
- [36] **J. Rodier**, "analyse de l'eau", édition Dunod, Paris, 1984.
- [37] http://www.ac-miens.fr/pedagogie/svt/labotech/securite /PHENOL_F.html
- [38] **NF (T90-204)** février 1979, Eaux Méthodes d'essais Recueil de Normes Française (Afnor), Paris, 1986.
- [39] **T. V. Ojumu, O. O. Bello, J. A. Sonibare, B. O. Solomon**, « evaluation of microbial systems for bioremediation of petroleum refinery effluents in Nigeria », African journal of biotechnology, vol4, 2005.

ANNEXES

ANNEXE1 : RESULTATS DES ANALYSES DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES DU SOL.

Tableau 1 : résultats de mesure de pH

sol	pH
Sol sableux	T=26°C pH=9.42
Sol argileux	T=24.7°C pH=8.90

Tableau 2 : résultats de mesure de la conductivité.

sol	conductivité
Sol sableux	T=21.3°C cond=171 µs/cm
Sol argileux	T=21.3°C cond=504 µs/cm

Tableau 3 : résultats de mesure de carbone organique.

	Témoin	Sol sableux	Sol argileux
1 ^{ère} valeur	5.3	4.8	4.2
2 ^{ème} valeur	5.2	4.7	3.9
3 ^{ème} valeur	5	4.8	4.3
valeur moyenne	5.166	4.766	4.133
Carbone organique (%)	-	0.246	0.635

Tableau 4 : résultats de mesure de l'azote total.

	Témoin	Sol sableux	Sol argileux
1 ^{ère} valeur	5.10	5.20	5.30
2 ^{ème} valeur	5.20	5.05	5.10
3 ^{ème} valeur	5.10	5.20	5.00
4 ^{ème} valeur	5.00	5.00	5.10
valeur moyenne	5.10	5.11	5.12
azote organique (%)	-	0.014	0.028

Tableau 5 : résultats de mesure de l'humidité et de la matière organique totale.

Sol	Masse de solide humide (g)	Masse de solide sec (g)	Masse de sol après calcination (g)	Humidité (%)	Matière organique totale (%)
Sol argileux	50	48.95	48.438	2.1	0.424
Sol sableux	50	48.6	48.053	2.8	1.094
Sol mélangé	50	48,70	-	2.6	-

Tableau 6 : résultats de mesure de la porosité et de la masse volumique.

Sol	Masse De sol (g)	Volume De sol (ml)	Volume D'eau (ml)	Volume d'eau en excès (ml)	porosité (%)	Masse Volumique (g/ml)
Sol argileux	3.05	2.1	3	2.1	43	2.55
Sol sableux	1.49	1.35	3	2.55	33	1.656
Sol mélangé	3.19	2	3	2.5	25	2.12

Tableau 7 : résultats de mesure de la perméabilité.

sol	Débit (cm ³ /mn)	Perméabilité (cm/mn)
sol sableux	1.466	1.58
Sol argileux	0.168	0.182
Sol mélangé	0,427	0,46

Tableau 8 : résultats d'analyse granulométrique.

sol	Pourcentage Limon (%)	Pourcentage d'argile (%)	Pourcentage de sable (%)
Sol sableux	10.8	19.4	69.8
Sol argileux	13.2	44.70	42.7

Tableau 10 : diamètre des particules pour le sol sableux de masse m= 500g.

$D_{(i-1)}$ (mm)	$D_{(i)}$ (mm)	D_i (mm)	m_i	X_i (%)
2	1,60	1,80	31,80	6,36
1,60	0,80	1,20	16,85	3,37
0,80	0,50	0,65	49,15	9,83
0,50	0,20	0,35	67,30	13,46
0,20	0	0,1	334,9	66,98

Tableau 11 : diamètre des particules pour le sol argileux de masse m=500g.

$D_{(i-1)}$ (mm)	$D_{(i)}$ (mm)	D_i (mm)	X_i (%)
2	0,8	1,4	5
0,8	0,50	0,65	8
0,5	0,25	0,375	11
0,25	0,14	0,195	9
0,14	0	0,07	67

Tableau 12 : dénombrement des bactéries.

Temps de prélèvement (heure)	Nombre de bactéries (bactéries/g (sol))
0	$35112 \cdot 10^6$
10	$31 \cdot 10^6$
20	$0.085079 \cdot 10^6$

Tableau 13 : capacité d'adsorption de sol argileux.

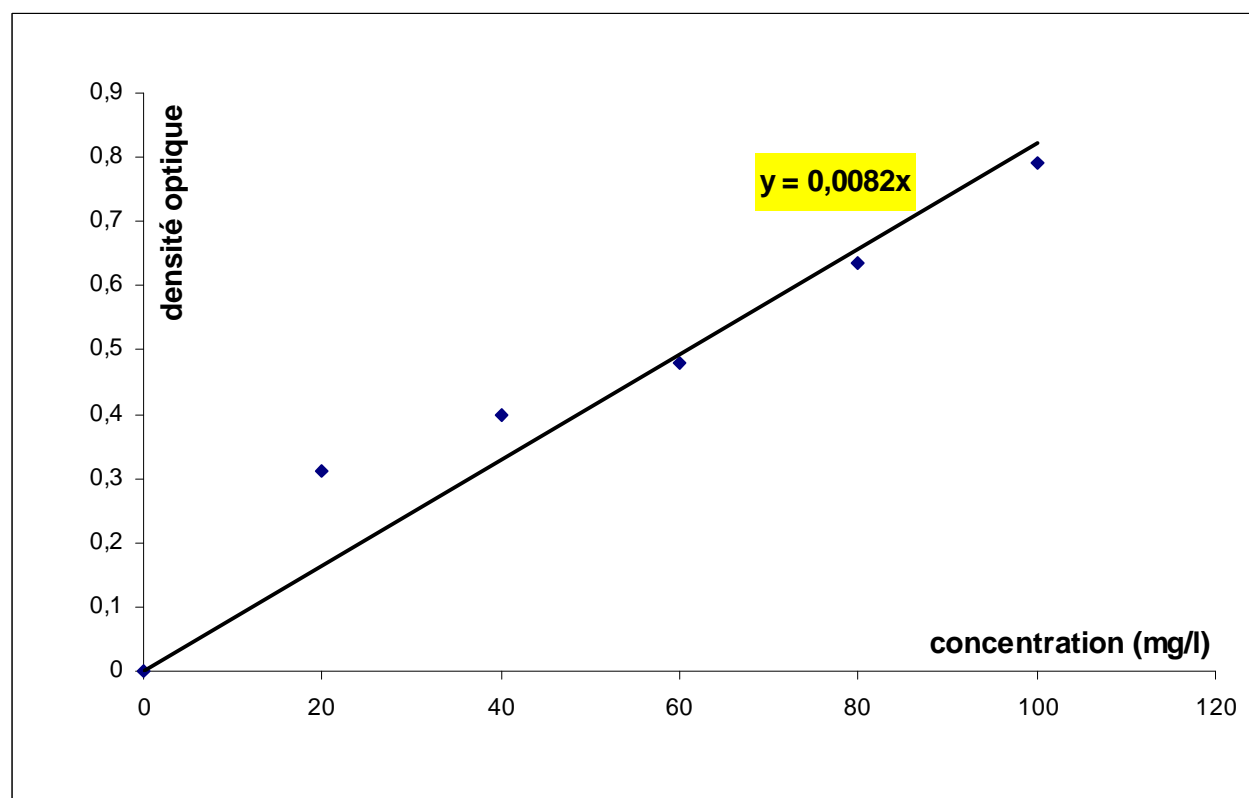
C_e (mg/l)	20	40	60	80	100
Concentration finale C_f (mg/l)	15	31	40	52	68
Q_e (mg/g)	5	9	20	28	32
$1/Q_e$	0,200	0,111	0,05	0,035	0,031
$1/C_e$	0,050	0,025	0,016	0,012	0,01
$\ln Q_e$	1,619	2,197	2,995	3,332	3,465
$\ln C_e$	2,995	3,668	4,094	4,382	4,605

Tableau 14 : capacité d'adsorption de sol sableux

C_e (mg/l)	20	40	60	80	100
Concentration finale C_f (mg/l)	16	34	52	70	83
Q_e (mg/g)	4	6	8	10	17
$1/Q_e$	0,250	0,166	0,125	0,100	0,058
$1/C_e$	0,050	0,025	0,016	0,012	0,01
$\ln Q_e$	1,386	1,791	2,079	2,302	2,833
$\ln C_e$	2,995	3,688	4,094	4,382	4,605

Tableau 15 : courbe d'étalonnage de phénol.

Concentration (mg/l)	20	40	60	80	100
Densité optique	0,31	0,40	0,48	0,635	0,79

**Figure 1** : courbe d'étalonnage de phénol.

ANNEXE 2 : RESULTATS EXPERIMENTAUX

Tableau 1 : évolution de la concentration de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol sableux.

Temps (heure)	Colonne 30mm	60mm	90mm	120mm	150mm	200mm	240mm
0,5	17,46	11,76	5,58				
1	32,50	26,76	17,35				
1,5	58,23	44,10	32,35	32	20		
2	73,50	59,70	43,35			20	15
2,50	80	72,90	43	34	30		
3	87	82,94	58	51	45	35	29
5	95	91,11	76	67	52		
8	97	94,11	83	70	59	45	43
12	100	95,05	88	80	68	61,6	58
17		100	94	90	80	70	61
24			96	95	87	80	72
26			100	97	90	82	76
27				98	92	87	81
29				100	96	90	87
32					100	92	90
33						94	91
34						97	95
35						100	97
36							98
37							99
38							100

Tableau 2 : évolution de la concentration de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol argileux.

Temps (heure)	Colonne 30mm	60mm	90mm	120mm	150mm	200mm
0,50	18	17	13,50	10	5	
1	24,20	21,45	18,70	16,50	12	
1,50	29,40	27	25	23	20	
2	37,12	32	27	26	25	15
2,50	41	37	33	30	27	
3	44	41	37	32	30	
5	56	50	45	39	34	30
8	65	56	53	48	42	
13	78	58	57	51	45	50
18	86	84	74	70	64	
22	90	85	77	73	66	50
25	95	88	85	81	74	54
28	96	91	86	83	80	65
30	97	93,50	87	84	81	73
32	98	95	90	87	82	75
35	100	98	92	90	84	78
36		98,90	93	92	88	80
37		100	94	93	90	82
38			95	94	91	85
40			96	95	93	88
42			100	96	94	86
44				100	95	90
46					97	95
48					100	98
51						100

Tableau 3 : évolution de la concentration de phénol en fonction de son temps de contact avec le sol mélangé.

Temps (heure)	Colonne 30mm	60mm	90mm	120mm	150mm
0,50	11,70	5,80	5	4,4	3,80
1	24	14,70	12,70	11,35	10,47
1,50	41	19,30	18	15	14
2	47	26	22	20	16
2,50	50	32	30	26	20
3	58	42	39	29	25
5	70	57	41	36	31
7	76	58	55	51	42
10	87	73	59	57	50
13	91	79	65	62	57
18	94	85	77	75	70
22	100	93	85	78	72
24		95	92	84	76
26		100	97	90	82
27			98	92	88
28			99	95	90
29			100	97	92
30				98	95
32				100	96
34					97
36					100

Tableau 4 : évolution de la concentration de phénol en fonction de son temps de contact avec les trois types de sols stérilisés.

Temps (heure)	Sol sableux 200mm	Sol mélangé 200mm	Sol argileux 200mm
0,50	12,30	8,24	5,90
1	15,50	12	12
1,50	28	21	19,70
2	40	36	28
2,50	50	48	30,90
5	58	50	40,10
8	65	59	50
13	75	62	54,20
20	83	72	59,20
25	90	78	70
26	94	84	79
28	95	88	82
29	98	90	85
30	99	92	86
33	100	93	87
34		97	87,90
35		99	89
38		100	92
39			94
40			95
41			98
42			100

Tableau 5 : évolution de Temps de saturation en fonction de la hauteur de sol.

Colonne (mm)	Sol sableux (heure)	Sol mélangé (heure)	Sol argileux (heure)
30	12	22	35
60	17	26	37
90	26	29	40
120	29	32	44
150	32	36	48
200	35	-	51
240	38	-	-

Tableau 6 : évolution de débit en fonction de la charge de la solution de phénol pour le sol argileux.

Temps (heure)	Charge 20mm	40mm	60mm	40mm stérile
8	1,5	0,75	0,80	2
24	0,72	0,52	0,69	0,68
48	0,56	0,32	0,22	0,71
72	0,50	0,246	0,19	0,60
96	0,46	0,23	0,173	0,45
120	0,40	0,244	0,16	0,30
168	0,375	0,26	0,10	0,277
192	0,33	0,240	0,09	0,243
216	0,33	0,250	0,117	0,250
240	0,33	0,208	0,108	0,174
264	0,32	0,180	0,09	0,160
288	0,30	0,175	0,088	0,140
295	0,30	0,17	0,08	0,140

Tableau 7 : évolution de la concentration de phénol en fonction de la charge de la solution de phénol pour le sol argileux.

Temps (jour)	Charge 20mm	40mm	60mm	40mm sol stérile
1	26,83	31,70	34,14	72,68
2	47,56	48,78	51,22	78,05
3	49,09	57,31	58,53	86,05
4	58,53	60,97	70,73	86,58
5	78,05	82,92	78,05	90,24
7	91,46	90,24	81,70	96,34
8	93,90	92,68	87,80	100
9	100	95,12	90,24	100
10		100	92,68	
11			96,34	
12			100	

Tableau 8 : évolution de débit en fonction de temps pour une colonne de 30mm de sol argileux.

Temps (heure)	0	1	2	3	4	5	6	7
Débit (ml/mn)	14,23	12,50	11,76	11,11	10,90	10,80	10,75	10,17
Temps (heure)	8	9	10	12	16	20	23	
Débit (ml/mn)	10	9	8,33	7,69	7,50	7,14	7,03	

