

UNIVERSITE KASDI MERBAH – OUARGLA

FACULTE DES SCIENCES APPLIQUEES

Département De Génie Civil Et Hydraulique



Thèse

En vue de l'obtention du Diplôme de Doctorat LMD

en Hydraulique

Spécialité : Aménagement Hydraulique Dans Les Zones Arides

THEME

Etude de lessivage des sols contaminés par les produits pétroliers dans le milieu saharien

Présenté et soutenu publiquement par

BELABBAS Amina

Devant le jury :

Mr. Kriker Abdelouahed	Professeur	U.K.M.Ouargla	Président
Mr. BOUTOUTAOU Djamel	Professeur	U.K.M.Ouargla	Promoteur
Mr. SEGNI Ladjel	Professeur	U.K.M.Ouargla	Co-promoteur
Mr SAKER Mohamed Lakhdar	Professeur	U.K.M. Ouargla	Examinateur
Mr SEKIOU Fateh	MCA	U.Oum El Bouaghi	Examinateur
M ^{me} OUNOKI Samira	MCA	U. de Biskra	Examinatrice

Année Universitaire : 2016/2017

« Allah élèvera en degrés ceux d'entre vous qui auront cru

et ceux qui auront reçu le savoir.... »

Saint Coran

Remerciements

Avant tout, nous prions dieu qu'il accepte dans son paradis notre feu SAKKER Mohamed Lakhdar, qui n'épargnait aucun effort à nous aider et qu'on souhaitait être parmi nous, malheureusement son décès était plus rapide.

Au terme de ce travail, il m'est agréable de remercier vivement tous ceux qui, grâce à leur aide précieuse, ont permis la réalisation de ce travail.

Je dois remercier particulièrement:

Monsieur Djamel BOUTOUTAOU, Professeur à l'Université de Ouargla, pour avoir accepté de diriger cette thèse et pour son appui ses conseils et ses orientations tout au long de ce travail. Je lui adresse mes vifs remerciements et ma reconnaissance.

Monsieur SEGNI Ladjel, Professeur à l'université de Ouargla pour avoir accepté de me Co encadrer, et m'accueillir au niveau du Laboratoire de génie des procédé.

Que Monsieur le Professeur KRIKER Abdelouahed de l'Université de Ouargla trouve ici l'expression de ma profonde gratitude pour ses encouragements, l'intérêt qu'il a manifesté à mon travail et surtout de me faire honneur de présider le jury. Je l'en remercie infiniment.

J'exprime toute ma reconnaissance au Docteur Sekiou fateh Chef de filière Hydraulique de l'Université de Oum El Bouaghi pour avoir accepté de faire partie du jury.

Mes vifs remerciements au Docteur OUNOKI Samira, de l'Université de Biskra, d'avoir accepté de faire partie du jury.

Je dois également exprimer ma gratitude à:

Le personnel technique du laboratoire des travaux publics de sud (LTPS) à Ouargla qui m'a aidé lors des analyses de laboratoire.

Je voudrais citer à ce titre Mr BOUBLEL B, directeur de laboratoire des analyses des sols à Ouargla qui m'a apporté un grand appui dans la partie des analyses.

Le docteur, BELABBAS Mohamed, mon père, pour son appuis, sa direction, et son soutien moral, quant à la réalisation de ce travail.

J'adresse mes remerciement à Mrs Zakaria BELABBAS pour son aide au travaux de terrain qui m'a aidé avec patience. J'en suis reconnaissante.

A tous ceux et celles qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, qu'ils trouvent ici ma haute considération.

Dédicace

Je dédie ce travail spécialement à celui qui m'a accompagné tout le long de ces années, mon cher mari et ami fidèle qui m'a assisté dans les moments difficiles, m'encourager, et m'a pris doucement par la main pour traverser ensemble des épreuves pénibles.

A lui, j'adresse l'expression de ma profonde gratitude ... Je te suis très reconnaissante.

Résumé

المخلص:

تعتبر المنتجات البترولية واحدة من العديد من ملوثات التربة والمياه الجوفية في منطقة ورقلة. حيث قمنا بدراسة تشخيصية في المنطقة الزراعية بنقوسة و هذا من أجل العثور على مدى انتشار التلوث وكمية المحروقات فيها. الدراسة أظهرت أن درجة التلوث مرتفعة جدا وتصل 140.3 غ/كغ، مما يتطلب تنقية التربة و معالجتها بإزالة التلوث. وفي هذا السياق قمنا بمعالجة التربة الملوثة بالهيدروكربونات في المنطقة الجافة بمنطقة ورقلة و هذا بعملية الرشح، حيث قمنا باختيار نوعين من الرمال: المتوسطة، والدقيقة. مردود الرشح في الرمل الجاف المتوسط كان 76٪ وهي مقبولة، ولكن غير كافية، و 56٪ في الرمل الجاف الدقيق. كما تم تطهير حوالي 15٪ في الرمل الرطب المتوسط و 22٪ في الرمل الرطب الدقيق. نخلص إلى أن ترشيح التربة الملوثة الرطبة سيئ للغاية الجاف مقارنة بالتربة الجافة.

الكلمات المفتاحية: المحروقات، التربة، التلوث، إزالة التلوث، الرشح، المنطقة الجافة

Résumé :

Les produits pétroliers sont identifiés comme l'un des nombreux contaminants du sable et des eaux souterraines dans la région de Ouargla. Une étude de diagnostic dans la région agricole de N'goussa été faite dans le but de trouver l'extension de la pollution et la quantification des hydrocarbures. Les analyses ont montré que le degré de pollution est très élevé et il atteint 140.3g.kg^{-1} , ce qui nécessite un processus de décontamination. C'est dans ce cadre que nous avons procédé à la dépollution des sables contaminés par les hydrocarbures de la zone aride de la région de Ouargla avec le lessivage, dont deux types de sables ont été choisis; moyen et fin. Le rendement de lessivage dans les sols moyen sec atteint 76% qui est une valeur acceptable mais pas suffisante, et 56% dans le sable moyen sec . Par contre, dans le sable moyen humide la dépollution est de 15% et 22% dans le sable fin humide respectivement. On constate que le lessivage à l'état humide est très mauvais par rapport à celui de l'état sec.

Mot Clés : hydrocarbure, sol, pollution, décontamination, lessivage, zone aride

Resume:

Petroleum products are identified as one of the many contaminants of soil and groundwater in the region of Ouargla. A diagnostic study in N'Goussa agricultural region was made in order to find the extent of pollution and quantify the amount of hydrocarbons. Analyses have shown that the degree of pollution is very high and reaches 140.3g.kg^{-1} , which requires a process of decontamination. It is in this context that we conducted to the remediation of soils which contaminated by hydrocarbons in the arid zone of Ouargla region with leaching, two types of sand were chosen; medium, and fine. The leaching yield in dry soils average reached 76% which is acceptable but not enough value, and 56% in the medium dry sand. By cons, in the wet medium sand, the decontamination yields is about 15% and 22% in the wet fine sand. We conclude that leaching of the wet contaminated soils is very bad against leaching of the dry contaminated soil.

Keywords: Hydrocarbon, soil, pollution, decontamination, leaching, arid zone

Sommaire

Sommaire

Introduction.....	1
<u>Chapitre 1 : Caractéristiques physiques et climatiques de la région aride</u>	
1.Géographie.....	4
1.1. Localisation géographique et limites.....	4
1.2. Aperçu climatique.....	5
1.2.1. Température.....	5
1.2.2.Pluviométrie.....	6
1.2.3.Evaporation.....	9
1.2.4.Le vent.....	11
1.2.5.L'humidité de l'air.....	11
1.3.Végétation.....	12
1.4. L'hydrologie.....	12
1.5. Géomorphologie et hydrographie	12
1.6.Hydrogéologie de la région	15
1.6.1. Nappe CI.....	16
1.6.2. Nappe CT.....	18
1.6.3. Nappe phréatique.....	21
<u>CHAPITRE 2 : Les hydrocarbures</u>	
2.1. Hydrocarbures pétroliers	28
2.1.1. définition.....	28
2.1.2. Origine des hydrocarbures	29
2.2. Caractéristiques générales des polluants des hydrocarbures	30
2.2.1. Solubilité dans l'eau ou hydrosolubilité	30
2.2.2.densité.....	30

2.2.3.stabilité.....	31
2.2.4. Adsorption sur les matières organiques du sol (Koc).....	31
2.2.5.volatilité.....	31
2.2.6.viscosité.....	32
2.3. Classification des hydrocarbures.....	33
2.3.1.hydrocarbures aliphatique.....	33
2.3.2. Les hydrocarbures naphéniques.....	33
2.3.3- Les hydrocarbures aromatiques	34
2.4. Les propriétés physicochimiques des HAPs.....	35
2.5. Indice des propriétés des HAPs.....	36
2.6. Toxicité des HAPs	37
2.7. Niveaux de concentration des HAPs dans l'environnement.....	39
2.7.1. HAP dans l'atmosphère.....	39
2.7.2.HAP dans le sol.....	40
2.7.3. HAP dans les sédiments.....	40
2.8. Problèmes de pollution pétrolière à Ouargla	41

Chapitre 3 : Interaction Sol – Hydrocarbure

3.1.Le sol.....	45
3.2.Propriétés physiques et chimiques des sols.....	46
3.2.Généralité sur les sols et l'eau contaminés dans la région aride.....	48
3.4. Impact de pollution environnemental par l'hydrocarbure.....	49
3.5.2. Physicochimie de l'interaction sol-polluant.....	50
3.6. Influence de la structure de la molécule et des liaisons mises en jeu sur l'adsorption.....	51
3.6.1. Le volume moléculaire.....	51
3.6.2.L'hydrophobie.....	52

3.6.3. L'ionisation.....	52
3.6.4. Les liaisons hydrogène.....	53
3.6.5. La coordination	53
3.7.Dynamique des HAP dans le sol.....	54
3.8. Transfert et évolution des polluants	57
3.9.Paramètres influant sur l'infiltration d'hydrocarbure	61
3.10.l'écoulement des eaux souterraines ou de soluté (polluant)	62

Chapitre 4 : Matériels et méthodes

Échantillonnage et travaux de laboratoire (Partie I).....	65
4.1.Introduction.....	65
4.1.1. Situation géographique de la zone d'étude	66
4.1.2..Materiels	66
4.1.2.1. Le sable.....	67
4.1.2.2. L'échantillonnage.....	69
4.1.2.3. Les analyses des prises en essais.....	72
Partie 2 : Travaux de laboratoire.....	76
4.2.Materiel et méthode	76
4.2.1.1.L'échantillonnage des sables	76
4.2.1.2. Caractérisation des sols.....	76
4.2.1.3. Les filtres.....	79
4.2. Méthode.....	84
4.2.2.1. Schéma avec sable sec.....	84
4.2.2.2. Schéma avec sable humide	85
4.2.3. Caractéristiques du polluant	86
4.2.5. Séparation des phases filtrés.....	87

Chapitre 5 : Résultats et discussion

Echantillonnage et Travaux de laboratoire (Partie I)	90
5.1. Etude des caractéristiques physicochimiques du sol pollué.....	93
5.1.1. Taux des hydrocarbures	93
- Propagation du pétrole dans la zone étudiée	95
5.1.2. La conductivité électrique.....	97
5.1.1.3. Le pH.....	99
5.1.1.4. Le taux de calcaire (CaCO₃).....	99
- Relation entre la variation du CaCO₃ en fonction du TPH.....	100
- Relation entre le pH et le taux du calcaire total CaCO₃.....	101
5.1.2. Interaction de l'hydrocarbure avec les paramètres physicochimiques du sol.....	102
Travaux de laboratoire (Partie II)	105
5.2.1. Vitesse d'infiltration dans le sol sableux fin.....	105
5.2.2. Vitesse d'infiltration dans le sol sableux moyen.....	105
5.2.3. Lessivage des sols contaminés.....	107
5.2.3.1. Lessivage des sols sableux fin.....	107
5.2.3.2. Lessivage des sols sableux moyen.....	108
5.2.4. Comparaison des lessivages des sols sableux moyens et sableux fin.....	108
5.2.5. Application de la méthode de lessivage dans la nature.....	109
Conclusion générale.....	113
Références bibliographiques.....	116

Annexes

Liste des figures

Numéro	Titre	Page
Figure 1.1	Carte de situation géographique de la région aride	3
Figure 1.2	Précipitations mensuelles moyennes dans la région de Ouargla (1996-2009)	6
Figure 1.3	Précipitations mensuelles moyennes en (mm) dans la région de Touggourt pour la période (1996-2009)	6
Figure 1.4	Précipitations mensuelles moyennes en (mm) dans la région de Souf pour la période (1997-2009)	7
Figure 1.5	Carte en isohyètes moyennes annuelles du Sahara algérienne	8
Figure 1.6	Evaporation mensuelle moyenne dans la région de Ouargla (1996-2009)	9
Figure 1.7	.Evaporation mensuelle moyenne en (mm) dans la région de Touggourt Pour la période (1990-2010)	9
Figure 1.8	Evaporation mensuelle moyenne dans la région de Souf (1997-2009)	10
Figure 1.9	Relief géologique de la région de	12
Figure 1.10	Vue générale de la sebkha de Ouargla	13
Figure 1.11	Relief de la région de Ouargla	14
Figure 1.12	Extension géographique du système aquifère CI et	15
Figure 1.13	Carte piézométrique de référence du CI	17
Figure 1.14	Coupe hydrogéologique transversale du CT	18
Figure 1.15	Carte piézométrique de référence du CT	19
Figure 1.16	Carte piézométrique de la nappe phréatique en 1968	22
Figure 1.17	Carte piézométrique de la nappe phréatique (cuvette d'Ouargla)	24
Figure 2.1	Ensemble des hydrocarbures présents dans les pétroles bruts	26
Figure 2.2	Les seize HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) prioritaires dans la liste de l'US EPA	33
Figure 2.3	: Dispersion des HAPs dans l'air, le terre et les milieux aquatiques	37
Figure 2.4	.Décès des chameaux à cause de pollution des ressources naturels par le pétrole à Ouargla	40
Figure 2.5	Mort des chameaux à cause de leur consommation des eaux souterraines polluées par le pétrole	41
Figure 3.1	Nature de sol et distribution des eaux	42
Figure 3.2	. Production et réserves mondiales de pétrole brut	45
Figure 3.3	Transfert d'un polluant depuis une source située dans le sol vers la nappe	46
Figure 3.4.	Les différentes phases du sol, composition volumétrique typique	47
Figure 3.5	.Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol	51
Figure 3.6	Pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe	56

Figure 3.7	Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe	57
Figure 3.8	Pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau	57
Figure 4.1	Pollution des sols de la région de N'Goussa après la catastrophe	60
Figure 4.2	Localisation de la zone d'étude	61
Figure 4.3	Les Points de maillage de la zone étudié	62
Figure 4.4	Echantillonnage par la tarière	65
Figure 4.5	Dés-emplissage d'échantillon polluée	66
Figure 4.6	Etat de la remontés de la nappe en quelque point d'échantillonnage En mois d'Avril	66
Figure 4.7	.Prélèvement d'échantillon	67
Figure 4.8	Calcimètre de Bernard	68
Figure 4.9	Mesure de pH des extraits de sol	68
Figure 4.10	Mesure de la conductivité	69
Figure 4.11	Principe de détermination des teneurs en hydrocarbure total (HCT) dans un four dans le sol par distillation	70
Figure 4.12	La courbe granulométrique du sable de N'goussa.	72
Figure 4.13	La courbe granulométrique du sable de Ain El Beidha	72
Figure 4.14	Schéma des filtres à sable	75
Figure 4.15	Filtres de lessivage	76
Figure 4.16	Schéma de lessivage	77
Figure 4.17	Méthode du lessivage	81
Figure 4.18	Schéma de décantation	82
Figure 4.19	Ampoule de décantation	83
Figure 5.1	Profils des analyses de sol	85
Figure 5.2	Dispersion du pétrole au profondeur à la couche de (0à30) cm	90
Figure 5.3	dispersion du pétrole au profondeur à la couche de(30 à 60)cm	91
Figure 5.4	dispersion du pétrole au profondeur à la couche de (60 à 90)cm	92
Figure 5.5	Relation entre la conductivité électrique et le taux des hydrocarbures	93
Figure 5.6	Relation entre le CaCO ₃ et le TPH	96
Figure 5.7	Relation entre le CaCO ₃ et le pH	96

Figure 5.8	Interaction de TPH avec les paramètres physicochimiques du sol	99
Figure 5.9	Vitesse de lessivage dans les sols fins	100
Figure 5.10	Vitesse d'infiltration dans les sol sableux moyen	101
Figure 5.11	Taux de lessivage des sols fin à l'état humide et sec	102
Figure 5.12	Taux de lessivage des sols moyen à l'état humide et sec	102
Figure 5.13	Comparaison des lessivages des sols sableux moyens et fins	103
Figure 5.14	Méthode de lessivage dans la nature	105

Liste des tableaux

Numéro	Titre	Page
Tableau 1.1	Température (°C) moyenne mensuelle dans la région de Ouargla, période 1996 – 2009	4
Tableau 1.2	Températures (°C) moyennes mensuelles dans la région de Touggourt, période 1990 – 2010	5
Tableau 1.3	Températures (°C) moyennes mensuelles dans la région de Souf, période 1997 – 2009	5
Tableau 1.4	Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du CI (Albien).	17
Tableau 1.5	Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du CT	20
Tableau 1.6	Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe phréatique de la zone de Ouargla	25
Tableau 2.1.	Tableau récapitulatif des propriétés des hydrocarbures	27
Tableau 2.2	Critères d’appréciation du comportement des produits organiques	30
Tableau 2.3	Caractéristiques chimiques des 16 HAP prioritaires retenus par l’US-EPA	34
Tableau 2.4	Toxicité des principaux HAP étudiés	36
Tableau 4.1	.Les Coordonnés géographiques des points de maillage	63
Tableau 4.2	Valeurs du pH et de CE(ms/cm)	73
Tableau 4.3	Taux de la matière organique dans les sables.	74
Tableaux 4.4	Taux de calcaire dans les sables de N’goussa et Ain El Baida	74
Tableau 4.5	Masse du sable fin en (kg)	78
Tableau 4.6	Masse du sable moyen en (kg)	78
Tableau 4.7	Porosité des filtres à sable	79
Tableau 5.1	Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO ₃ et TPH des sols au profil 1	84
Tableau 5.2	Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO ₃ et TPH des sols au profil 2	85
Tableau 5.3	Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO ₃ et TPH des sols au profil 3	86
Tableau 5.4	Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO ₃ et TPH des sols au profil 4	87
Tableau 5.5	Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO ₃ et TPH des sols au profil 5	88
Tableau 5.6	Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 3	89
Tableau 5.7	Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 4	89
Tableau 5.8	Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 5	90
Tableau 5.9	Valeurs de la conductivité électrique (mS) dans le sol (profil 1)	92

Tableau 5.10.	Valeurs de la conductivité électrique (mS) dans le sol (profil 4)	93
Tableau 5.11	:Taux de calcaire total en (%) dans le profil 2	95
Tableau 5.12	Taux de calcaire total en (%) dans le profil 4	95
Tableau 5.13	Taux de dépollution des sols	103

INTRODUCTION

Introduction

Il n'est guère nécessaire d'insister aujourd'hui sur l'importance d'un thème tel que l'environnement, dont on se gardera, momentanément, de donner une définition précise. Les eaux de surface et les eaux souterraines sont des vecteurs rapides pour les contaminants et des ressources indispensables pour l'homme (Éric P, 2008), alors que la protection ou la restauration de l'environnement sont en effet considérées comme l'un des défis majeurs de notre temps: l'ensemble de la planète serait concerné, et tout traitement ne pourrait être que coûteux et de longue haleine.

Au cours des années (70-80), l'homme a pris conscience des risques qu'il encourait s'il continuait à dégrader son environnement et à dilapider les ressources naturelles non renouvelables. La protection de l'environnement et la gestion raisonnée des ressources naturelles sont ainsi devenues des préoccupations majeures avec l'apparition du concept de développement durable.

Partout dans le monde, des milliers de produits chimiques constituent un risque pour les populations et les écosystèmes. En Algérie, Cette évolution des consciences s'est considérablement accélérée ces dernières années, principalement en ce qui concerne la gestion des ressources naturelles non renouvelables, telles que l'eau, l'air et les combustibles fossiles. Cependant, la gestion des sols, qui, contrairement aux idées reçues, constituent également une ressource naturelle vitale non renouvelable menacée, peine à suivre la même tendance. Or, le sol, outre son rôle de filtre naturel, est indispensable à la vie sur terre et constitue le support de presque toutes les activités humaines. Alors, sa contamination peut avoir de graves répercussions sur la santé humaine liées au transfert de polluants vers les eaux, l'air, les plantes et les organismes.

Les hydrocarbures y sont parmi les polluants organiques les plus répandus. Du fait de leur caractère récalcitrant, ils sont toujours présents en concentrations très élevées à ce jour. Le long temps de contact entre les hydrocarbures et les particules du sol contribue à la complexité de leur état réactionnel, alors une fois que le risque pour l'environnement est avéré, on ne parle plus de contamination mais de pollution et de polluant (Vassigaud, 2007).

Comme il existe relativement peu de travaux qui traitent le problème de contamination des sols ou donnant de solution fiables pour désinfecter ces sol, des travaux ont été réalisés en vue d'établir des vérités à la lumière des connaissances scientifiques et techniques sur les conséquences de la pollution des sols par le pétrole brut dans les parcelles cultivables dans la

Introduction

commune de Ouargla. C'est dans ce cadre que nous avons procédé à la dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures de la zone aride de la région de Ouargla.

Cette thèse a pour objectif de gérer le risque de contamination des sols et de la ressource en eau souterraine, par les produits pétroliers, il est primordial de comprendre les mécanismes de dispersion d'hydrocarbures dans le sol et à quel point le processus de lessivage peut décontaminer le sol.

Une étude bibliographique est réalisée dans une première partie. Le chapitre 1, présente les caractéristiques physiques et climatiques de la région aride. Le chapitre 2, permet de définir et de caractériser les hydrocarbures. Le chapitre 3 présente l'interaction des hydrocarbure dans le sol

La deuxième partie est consacrée aux réalisations expérimentales. Le chapitre 4, présente la zone d'étude, ainsi que les outils utilisées et les analyses effectuées au cours de ce travail afin de réaliser les prélèvements, et la caractérisation des échantillons avec les principaux protocoles pour entamer à la dépollution.

Le chapitre 5 traite en première partie les résultats et discussions, de la physico-chimie et de l'identification des hydrocarbures du site contaminée. Dans la deuxième partie sont présentés les résultats de dépollution obtenus.

Chapitre 1

Caractéristiques Physiques Et Climatiques De La zone

Aride

Introduction :

La région de Ouargla fait partie du bassin sédimentaire du Sahara Nord-Est Septentrional par sa position géographique centrale et de sa proximité avec les bassins pétroliers et gaziers. Elle s'installe progressivement comme le centre administratif, technique et industriel du territoire saharien (fig.1-1).

1. GEOGRAPHIE :

1.1. Localisation géographique et limites :

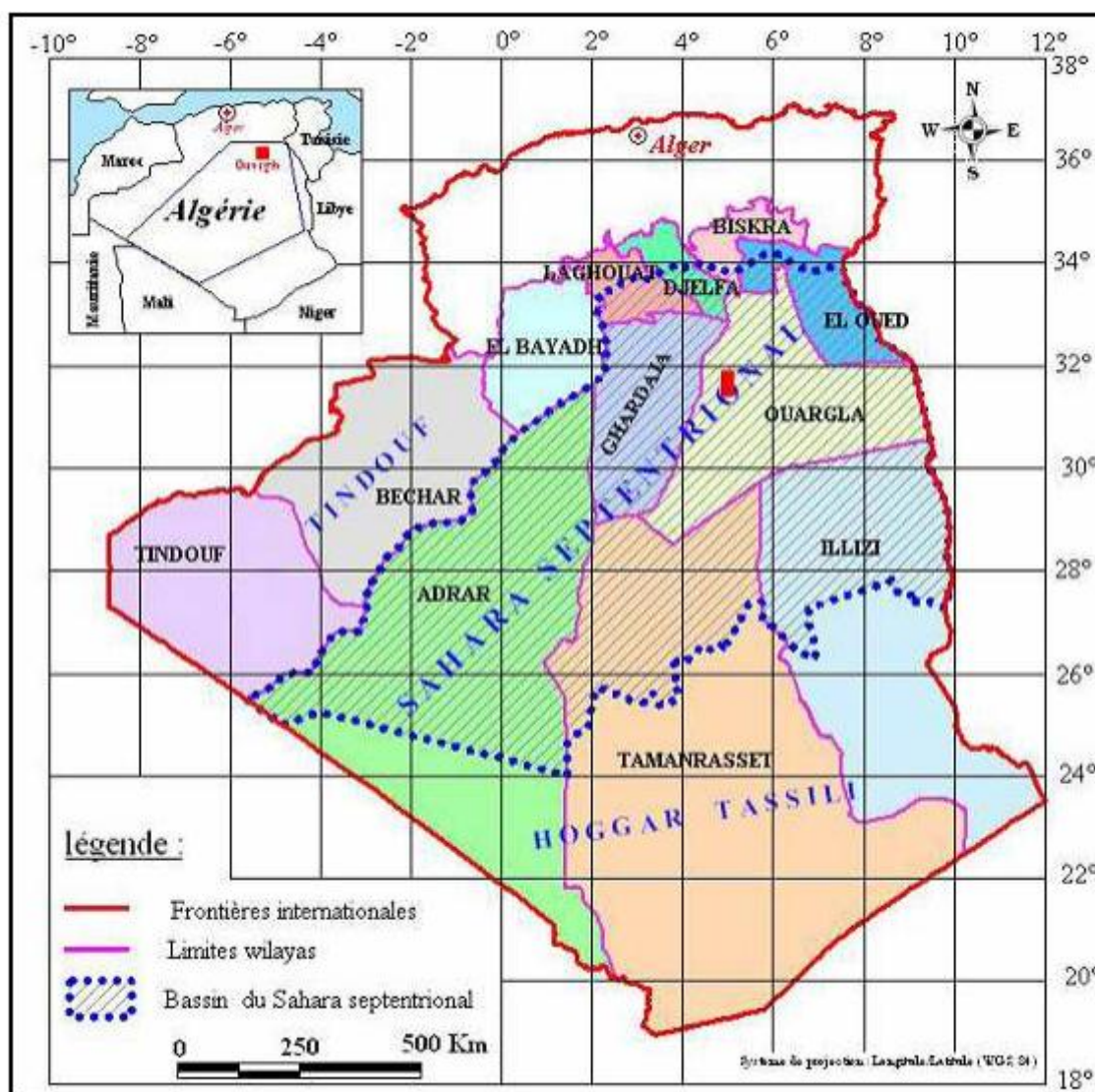


Figure 1.1 : Carte de situation géographique de la région aride (ABH 2006)

La ville de Ouargla est située dans une dépression (cuvette) qui inclut les agglomérations de Ouargla, N'Goussa, Rouissat, Aïn El Beïda et Sidi Khouiled.

Cette dépression ou cuvette s'étend entre les coordonnées (UTM, Clarke 1880) :

X = 710 000 ; Y = 3 530 000 et

$X = 730\ 000$; $Y = 3\ 600\ 000$.

Elle présente une superficie totale de l'ordre de 95 000 ha qui s'étale sur une longueur d'environ 55 km, orientée en sud-ouest / nord-est et limitée par :

- Sebkhet Safioune, au nord;
- Les ergs de Touil et Arifdji à l'Est;
- Les dunes de Sedrata au Sud;
- Le versant est de la dorsale du M'Zab à l'Ouest (fig.1-2).

1.2.Aperçu climatique :

Le climat est typiquement saharien, caractérisé par une forte aridité où la pluviométrie est aléatoire, ce qui ne favorise pas le développement de la végétation.

Les caractères du climat saharien sont dus tout d'abord à la situation en latitude, au niveau du tropique, ce qui entraîne de fortes températures, et au régime des vents qui se traduit par des courants chauds et secs (OZENDA, 1991)

1.2.1.Temperature :

La température de l'air est un facteur fondamental ayant une grande influence sur le bilan hydrique du fait qu'il conditionne l'évaporation et l'évapotranspiration réelle de toute la région.

La température moyenne annuelle est de l'ordre de 25 °C, avec des étés chauds et des hivers rigoureux. Les températures extrêmes sont de plus de 50 °C en été.

Les températures moyennes annuelles sont élevées, avec des maxima absolus pouvant atteindre et dépasser 50 °C, et des minima de janvier variant de 2 à 9 °C (LE HOUEROU, 1990).

La température du sol en surface peut dépasser 70 °C. Cependant, en profondeur, les températures vont diminuer rapidement et s'équilibrer.

1.2.1.1.Temperature moyenne mensuelle à la station de Ouargla (1997-2009) :

L'analyse des températures est faite à partir des données recueillies de l'ONM Ouargla par la période (1997-2009). (tableau 1.1)

Tableau 1.1: Température (°C) moyenne mensuelle dans la région de Ouargla, période 1996 – 2009 (ONM, 2011)

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
T°C	11.8	13.6	18.0	22.6	27.5	32.5	34.8	38.1	30.7	24.6	16.9	12.2

La moyenne mensuelle du mois le plus chaud (juillet) dépasse 35°C et celle du mois le plus froid (janvier) est de 11.9 °C. Ce sont des températures qui caractérisent généralement le climat saharien.

1.2.1.2. *Température moyenne mensuelle à la station de Touggourt (1997-2009) :*

Les températures moyennes mensuelles enregistrées à la station de Touggourt ne diffèrent pas sensiblement par rapport aux températures de la région de Ouargla, leur répartition annuelle est présentée dans le tableau 1.2.

Tableau 1.2: Températures (°C) moyennes mensuelles dans la région de Touggourt, période 1990 – 2010 (ONM, 2011)

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
T°C	10.86	13.11	16.9	20.89	26.11	31.13	33.93	33.54	29.01	23.4	16.2	11.93

1.2.1.3. *Température moyenne mensuelle à la station de région de Souf :*

La répartition saisonnière de la température moyenne mensuelle à la région de Souf est donnée dans le tableau 1.3.

Tableau 1.3: Températures (°C) moyennes mensuelles dans la région de Souf, période 1997 – 2009 (ONM, 2011)

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
T°C	11.35	13.0	17.3	21.86	26.2	31.4	34.6	31.2	28.67	22.9	17.2	12.5

La moyenne mensuelle des températures diurnes et nocturnes des mois les plus chauds (Juillet et Aout) dépasse les 34°C à Ouargla, et environ 33°C à Touggourt et El Oued, et celle du mois le plus froid (Janvier) est à environ 11 °C dans toutes les régions (ONM, 2010).

1.2.2. *Pluviométrie*

La région aride est caractérisée par des pluies irrégulières, faibles, et présentent de variations interannuelles importantes.

Cette insuffisance de pluies sahariennes est accompagnée d'une irrégularité très marquée du régime pluviométrique et d'une variabilité inter annuelle considérable, ce qui accentue la sécheresse (OZENDA, 1991).

1.2.2.1. *Précipitation mensuelle à Ouargla :*

Les précipitations à Ouargla sont très faible, avec un total annuelle avoisinant 39 mm. La répartition saisonnière est donné dans la figure 1.2.

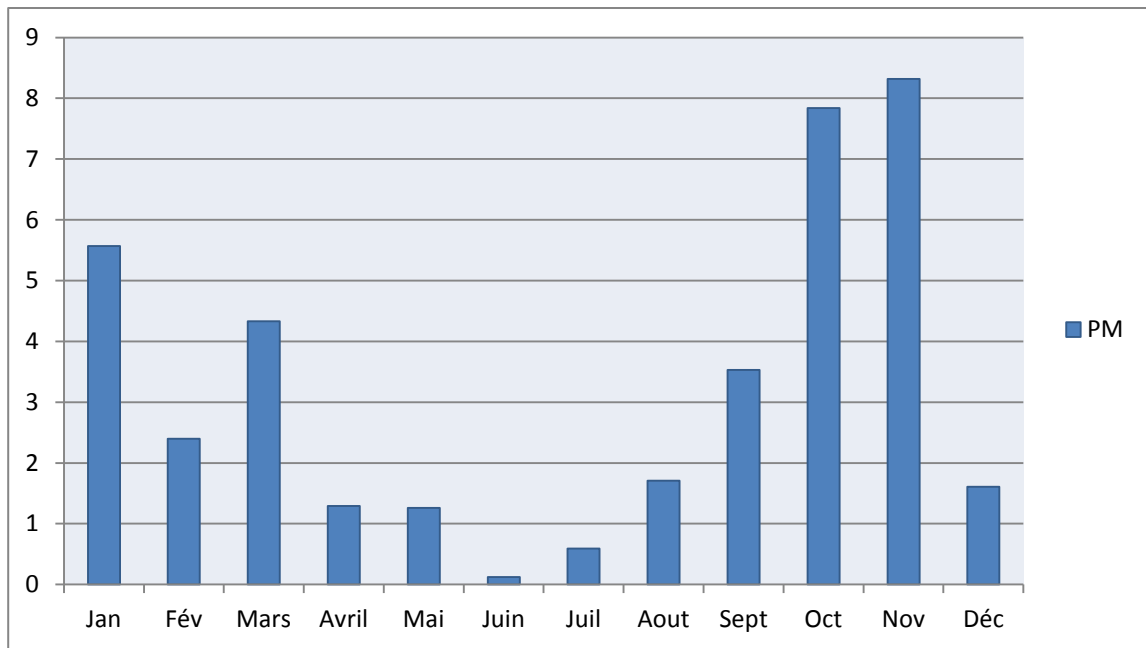


Figure 1.2 : Précipitations mensuelles moyennes dans la région de Ouargla (1996-2009)

1.2.2.2. *Précipitations mensuelles moyennes à Touggourt :*

Les précipitation mensuelle à Touggourt sont présentées dans la figure 1.3.

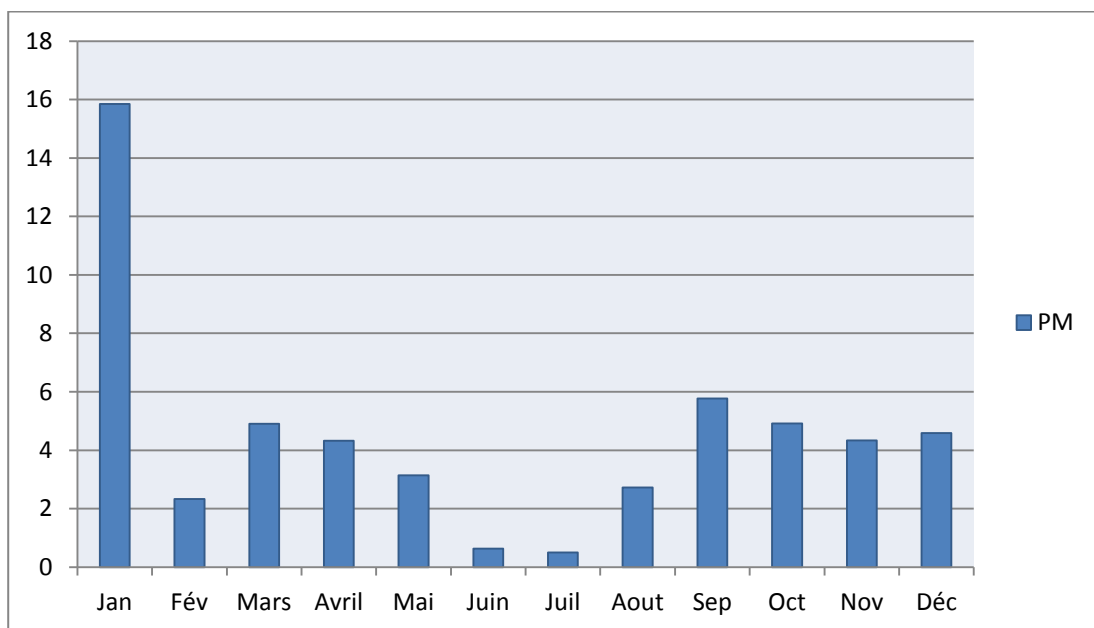


Figure 1.3 : Précipitations mensuelles moyennes en (mm) dans la région de Touggourt pour la période (1996-2009)

Le maximum est situé au mois de janvier et le minimum en mois de juillet, le total annuel des pluies à Touggourt est de 54 mm .

1.2.2.3. Précipitations mensuelles moyennes de la région de Souf:

Les précipitations enregistrées à la station de Oued Souf sont plus en moins élevées par rapport aux stations de Ouargla et Touggourt.

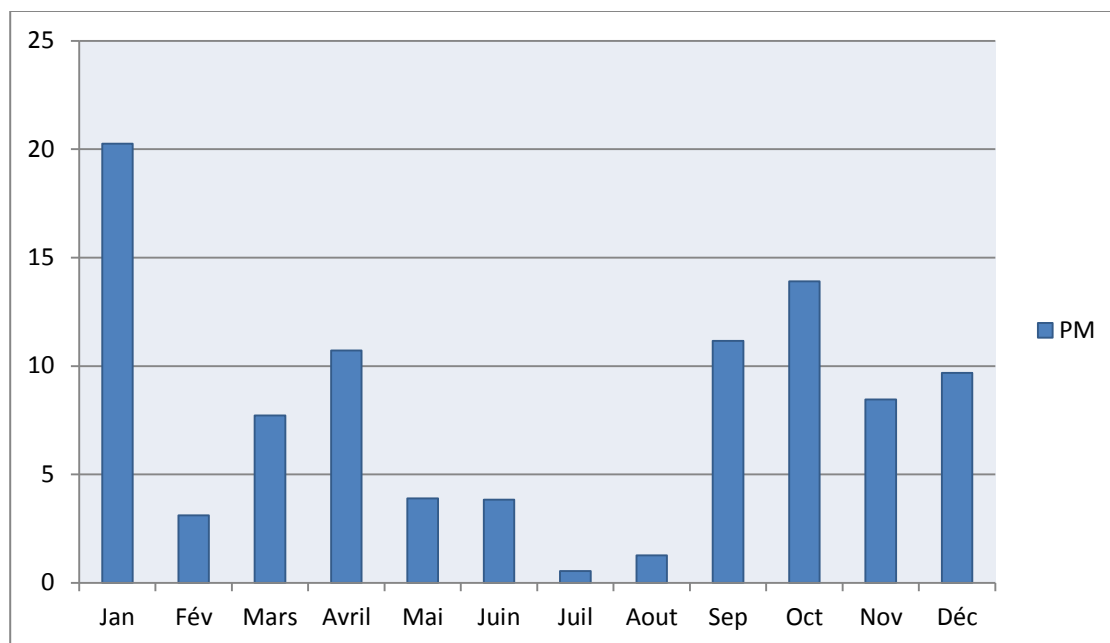


Figure 1.4 : Précipitations mensuelles moyennes en (mm) dans la région de Souf pour la période (1997-2009)

Le cumul annuel de ces précipitations est de l'ordre de 95 mm, le maximum est enregistré en mois de janvier avec une tranche de 20.26 m, le minimum en mois d'aout avec cumul mensuel de 0.55 m. les répartitions mensuelles de la pluie à Oued Souf est présentée dans la figure 1.4.

On présente la carte en isohyètes moyennes annuelles du Sahara algérienne dans la figure 1.5.



Figure. 1.5. Carte en isohyètes moyennes annuelles du Sahara algérienne -[Source : Cahiers de sécheresse, N°: 1/98]

1.2.3.L'évaporation :

C'est un phénomène physique qui augmente avec la croissance de la température, la sécheresse de l'air et la vitesse du vent (OZENDA, 1991).

Selon DUBIEF, (1950) Le Sahara apparaît comme la région du monde qui possède l'évaporation la plus élevée. Cette perte d'eau, peut avoir comme origine:

- l'évaporation de masses d'eau libre ou de celle contenues dans le sol: évaporation physique.
- l'évaporation par les végétaux (qui peut être considérée comme secondaire dans les régions sahariennes) : évaporation physiologique.

la distribution mensuelle de l'évaporation à Ouargla, Touggourt et Souf est présentée dans les figures 1.6, 1.7 et 1.8.

1.2.3.1. Evaporation Pour la region de Ouargla :

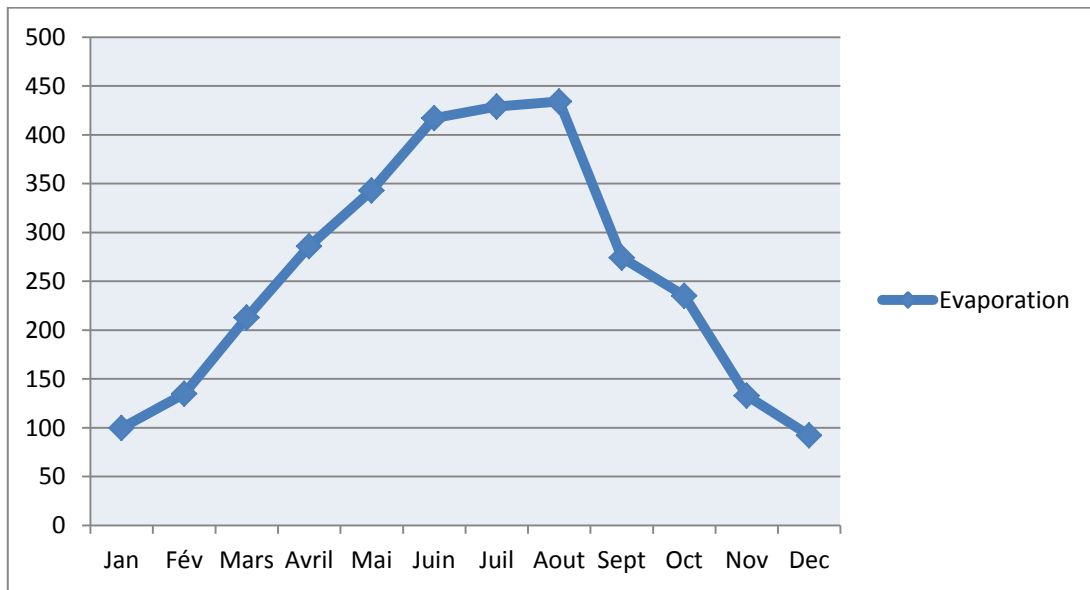


Figure 1.6 : Evaporation mensuelle moyenne dans la région de Ouargla (1996-2009)

1.2.3.2. Evaporation pour la région de Touggourt :

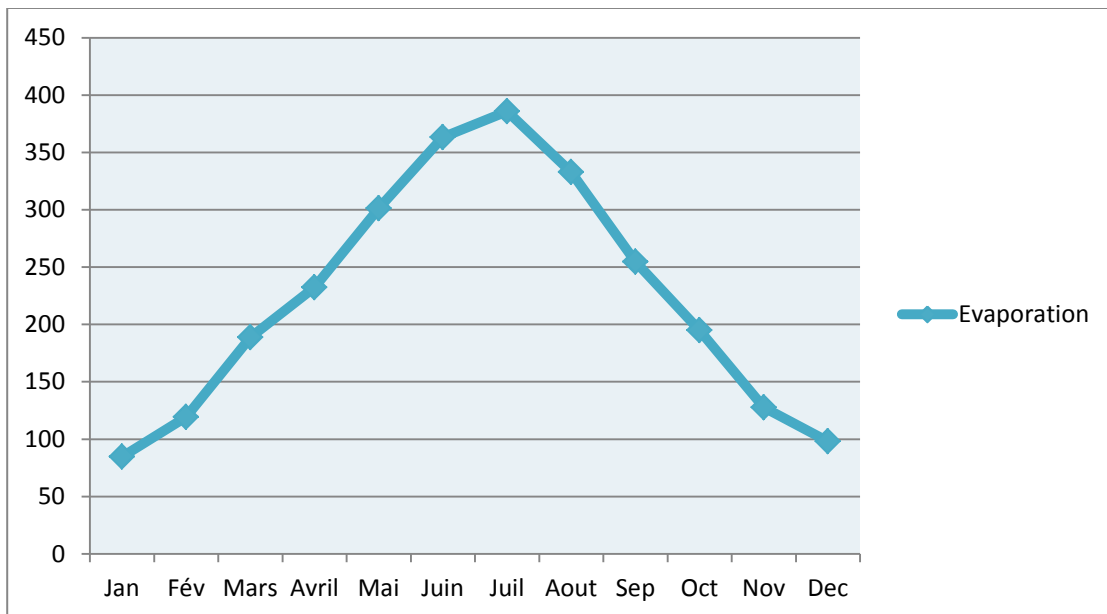


Figure 1.7. Evaporation mensuelle moyenne en (mm) dans la région de Touggourt Pour la période (1990-2010)

1.2.3.3..Evaporation pour la région de Souf :

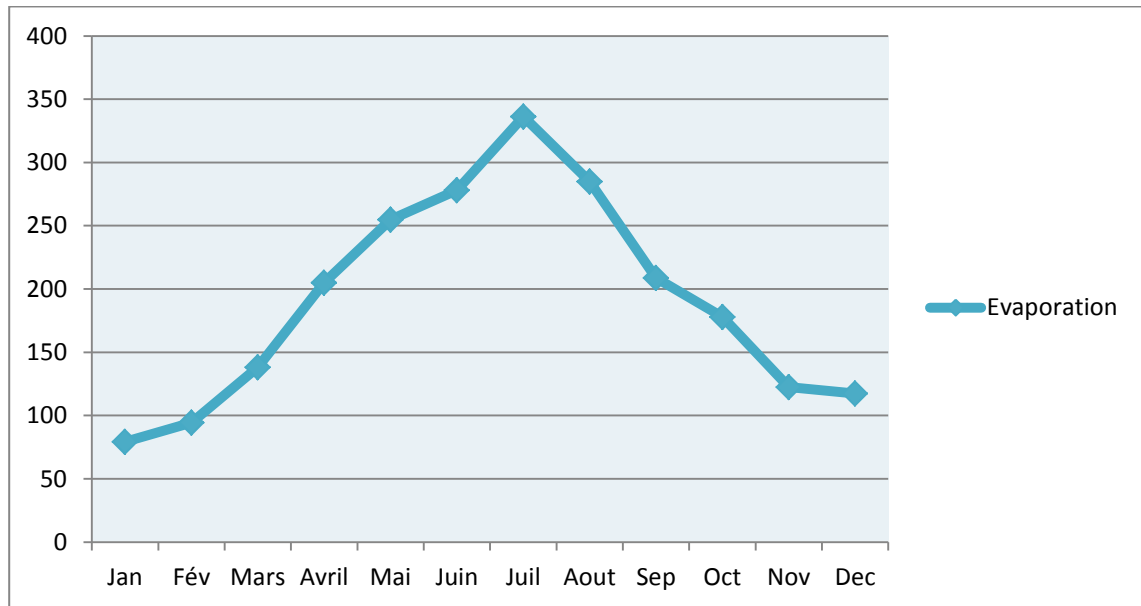


Figure 1.8. Evaporation mensuelle moyenne dans la région de Souf (1997-2009)

L'évaporation est très élevée et très variable suivant les années, les mois et aussi les semaines. Dans la région de Ouargla, elle est en moyenne de 434 mm au mois de Août et de 92,3 mm au mois de Décembre, soit 3091.1 mm par année, Dans la région de Touggourt, elle atteint 385,74 mm en moyenne au mois de Juillet et 84,72 mm au mois de Janvier, soit 2684.45 mm comme moyenne annuelle. Dans la région de Souf, elle est de 336 mm au mois de Juillet et de 79 mm au mois de Janvier, soit 2297,1 mm par année.

1.2.4.Le vent

Les vents sont relativement fréquents dans la région aride, en hiver, ce sont les vents d'Ouest qui dominant, tandis qu'au printemps, ce sont ceux du Nord-Est, alors qu'en été, ce sont ceux du Sud-Ouest, la vitesse peut dépasser 18 Km/h. (O.N.M,2015).

Les effets du vent sont partout sensibles et se traduisent par le transport et l'accumulation du sable, le façonnement des dunes, la corrosion et le polissage des roches et surtout l'accentuation de l'évaporation...etc.(MONOD, 1992).

1.2.5.L'humidité de l'air

L'humidité relative de l'air est plus élevée en hiver qu'en été. Ceci s'explique par l'effet de la température qui est élevée en été et basse en hiver.

L'humidité relative au Sahara est faible, souvent inférieure à 20% (MONOD, 1992)

même dans les montagnes, ce n'est qu'exceptionnellement que l'on observe des valeurs plus fortes, tandis qu'au Sahara septentrional., elle est généralement comprise entre 20 et 30%

pendant l'été et s'élève à 50 et 60% parfois davantage en janvier (OZENDA, 1991 ; LE HOUEROU, 1995)

1.3.Végétation :

Le Sahara, qui occupe 10% de la surface du continent africain, est considéré comme le plus grand désert chaud du monde (Rognon 1994). Néanmoins, certaines espèces acclimatées survivent avec des formes d'adaptations extraordinaires (Le Houérou 2001) comme le palmier dattier par exemple.

La culture du palmier dattier reste la principale activité dans la région de Ouargla, elle est développée et occupe entre 10% à 15 % de la superficie de la région.

1. 4. L'hydrologie :

Dans ce désert typique qu'est le Sahara, les précipitations sont non seulement rares, mais toujours très irrégulières. Par suite les conditions de l'écoulement y sont particulières (l'absence d'un écoulement permanent dans les talwegs, la désorganisation du réseau hydrographique et la dispersion de l'eau en "mares," gueltas" ou" redirs"). (Chehema,2011).

En effet, les Oueds sahariens n'ont pas un régime de crues régulier mais plutôt de caractère accidentel: quand les pluies s'abattent, les Oueds coulent quelques jours et débordent même. Ce phénomène se produit jusqu'à trois fois par an au confins Nord du Sahara, beaucoup plus rarement au centre (GARDI, 1973).

1.5. Géomorphologie et hydrographie :

La géomorphologie de la région de Ouargla fait apparaître les éléments suivants (fig.1.9).

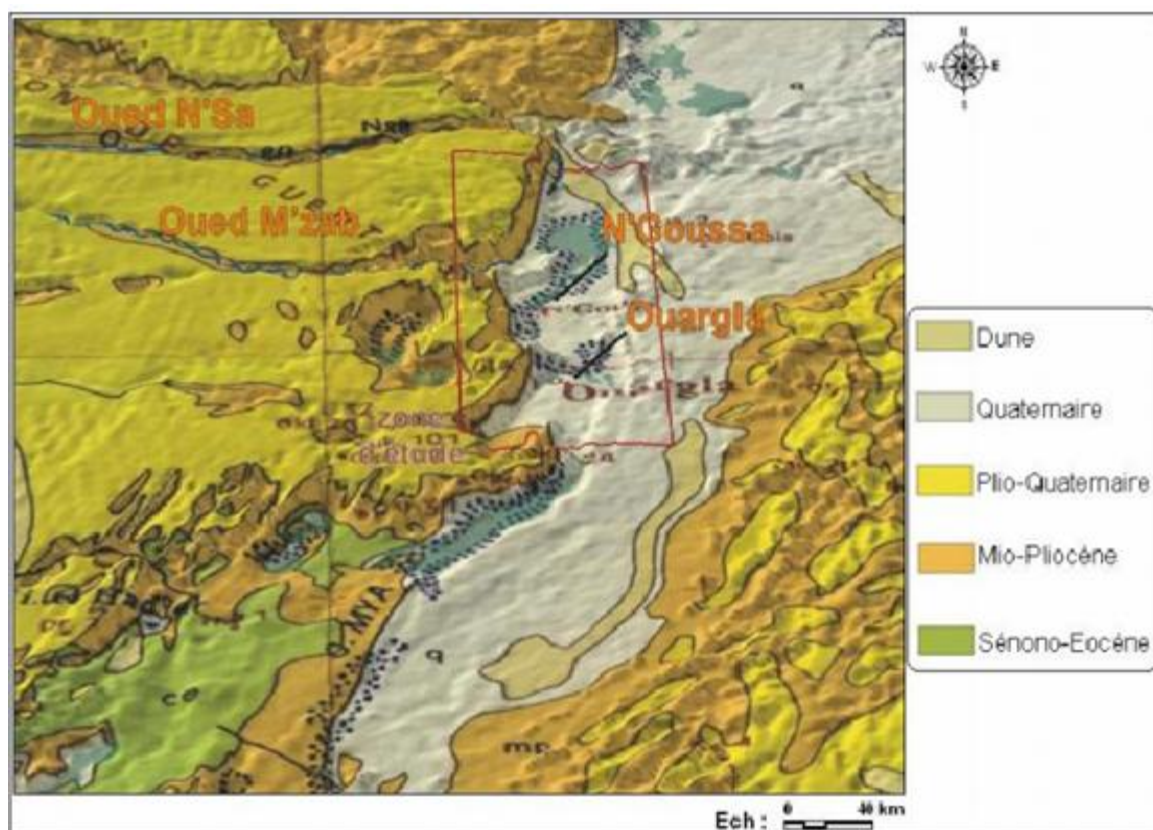


Figure 1.9. Relief géologique de la région de Ouargla (B.G, 2004)

- **La hamada Mio-Plio-Quaternaire** (plateau où affleurent de grandes dalles rocheuses) : C'est une formation continentale détritique qui forme un plateau dont l'altitude moyenne est de 200 m. Ce plateau s'abaisse légèrement d'Ouest en Est où il est très fortement érodé et ne laissant que quelques buttes témoins appelées « goure ».
- **Les glacis** sur les versants ouest de la cuvette s'étagent du plus ancien au plus récent, d'Ouest en Est sur quatre niveaux de 200 à 140 m d'altitude. Les glacis situés à 180 et 160 m se caractérisent par des affleurements du substrat gréseux du Mio-Pliocène. L'Est de la cuvette est un vaste glacis alluvial à sable grossier situé à 150 m d'altitude.
- **Le chott (ou sebkha)** : c'est des marécages salés, le plus souvent asséchés, occupant le fond d'une dépression où il constitue le point le plus bas. Lorsque les eaux s'évaporent sous l'effet de la chaleur, des plaques de sels divers se déposent en surface formant suivant l'origine de leurs eaux (phréatiques ou superficielles) les chotts et les sebkhas (MONOD, 1992). Le chott est constitué de sable siliceux et/ou gypseux à croûte gypseuse de surface et de subsurface. Le bas fond se caractérise par une nappe phréatique permanente très peu profonde de 1 à 5 m. En aval de Ouargla, diverses sebkhas alternent avec des massifs dunaires jusqu'à Sebkhet Safioune qui est à 103 m d'altitude, point le plus bas de la région (figure 1.10).



Figure1.10. Vue générale de la sebkha « Oum Erraneb» de Ouargla.(Tahar ,2007)

L'hydrographie de la cuvette d'Ouargla se distingue Selon Dubief (1959) par son caractère endoréique, le réseau hydrographique traversant la région est composé des oueds suivants :

-Au Nord-ouest : Oued N'sa (Figure 1.11) qui selon les fréquences peut présenter des crues considérables. Le bassin versant de oued N'sa couvre une superficie de 7800 Km² . .

-Au Sud : Oued Mya draine la partie orientale du plateau de Tademaït. Le bassin de l'oued Mya a la forme d'une vaste gouttière relevée du Sud (800 m) avec une pente très faible (0,1 à 0,2 %) vers le Nord-est. Il s'étend sur 19800 km² , le cours fossile de l'oued Mya inférieur est jalonné par de vastes sebkhas jusqu'à Ouargla, distant de 200 km environ du point externe. Si l'on admet cependant que l'oued Mya se jetait dans le chott Melrhir, sa longueur devrait atteindre les 900 km.

-A l'Ouest : Oued M'Zab, dont la superficie du bassin est d'environ 5000 km² , prend la direction Ouest-Est sur une distance de 350 Km de la région de Batma E'Rouilla à une altitude de 750 m jusqu'à Sebkheth Safione d'une altitude de 104 m. Les crues de cet oued peuvent atteindre Sebkheth Safione.

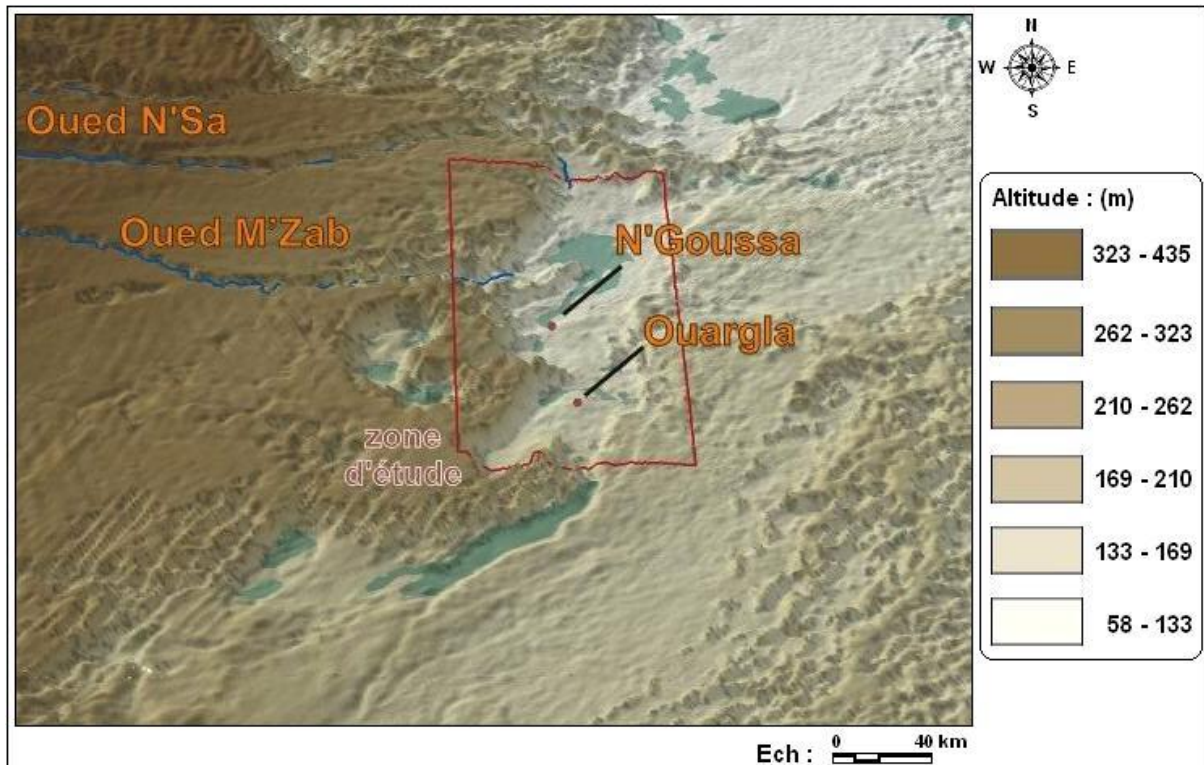


Figure 1.11. Relief de la région de Ouargla (BG, 2004)

1.6. Hydrogéologie de la région :

Le Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS) regroupe deux énormes réservoirs d'eaux souterraines ; le Continental Intercalaire (CI) et le Complexe Terminal (CT). Ce dernier s'étale sur une surface de 350 000 km² et couvre la majeure partie du bassin oriental du Sahara septentrional, sa puissance moyenne est de 300 m environ. La recharge actuelle de cette nappe peut se réaliser lorsque certaines conditions climatiques (des précipitations exceptionnelles), topographiques (relief favorisant le ruissellement des oueds) et géologiques (affleurements perméables) se réunissent. (figure 1.12).

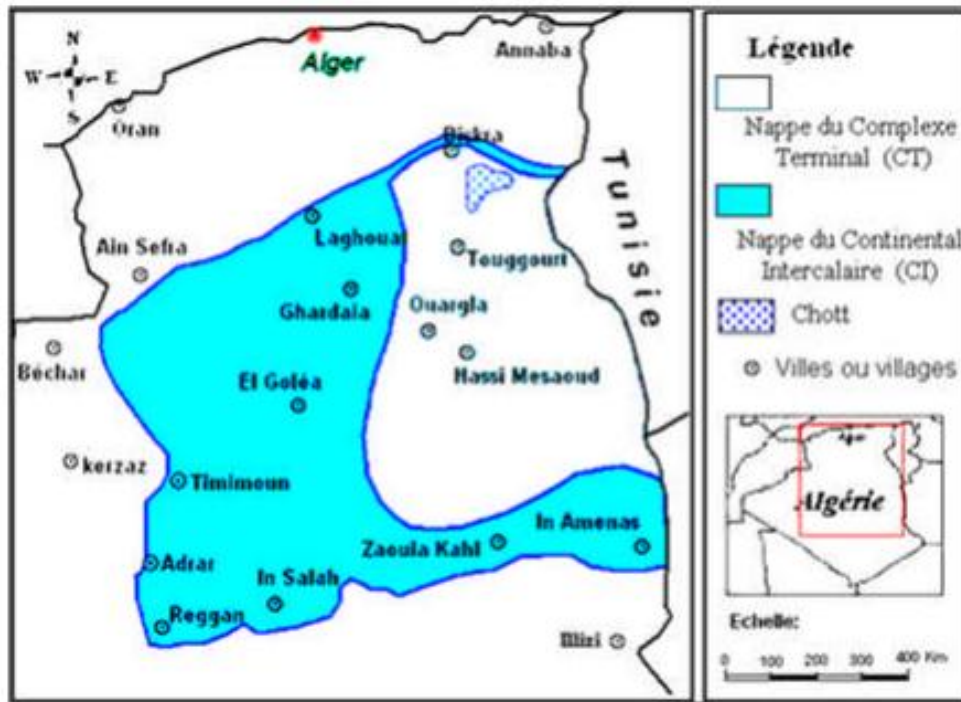


Figure 1.12. Extension géographique du système aquifère CI et CT (UNESCO, 1972)

1.6.1. Nappe du Continental Intercalaire (C. I.) :

Le réservoir du C.I. est contenu dans les formations continentales du crétacé inférieur. Il s'étend sur environ 600 000 km², il est continu du Nord au Sud depuis l'Atlas Saharien jusqu'au Tassili et le Hoggar, d'Ouest en Est depuis la vallée de la Saoura jusqu'au désert libyen. Au Nord-est de la dorsale du M'Zab, le toit de l'aquifère, constitué d'argiles et d'évaporites du Cénomaniens, est continu sur tout le bassin.

Dans la lithologie du Continental Intercalaire, on distingue:

- Les grés, quand les couches renferment moins de 10% d'argiles,
- des grés argileux, s'il y a de 10 à 50% d'argiles,
- des argiles, quand il y a plus de 50% d'argiles.

La profondeur du CI est variable d'une région à une autre (en affleurement dans la région de Adrar et Temimoune et dépasse 1000 m au centre du Sahara) (Dubost, 2002), et elle passe progressivement de 800m à Ouargla, à 1 300 m à Touggourt.

La nappe du continental intercalaire est un réservoir à eau douce, la plus grande partie de l'eau de cette ressource a été remplie pendant les périodes pluvieuses du quaternaire. La recharge de cette nappe est faible, elle est rechargée par les eaux d'infiltration aux pieds des monts de l'Atlas Saharienne. Les eaux du continental intercalaire sont caractérisées par : une température qui dépasse parfois les 60°C, la qualité chimique de eaux de cette nappe est bonne comparativement

aux autres nappes du Sahara sa minéralisation oscille entre 0,3 g/l dans la région d'El-Menia pour arriver à 2,5 dans le centre du Sahara septentrional.

L'aquifère est continu du Nord au Sud, depuis l'Atlas Saharien jusqu'au Tassili du Hoggar, et d'Ouest en Est, depuis la vallée du Guir et de la Saoura jusqu'au désert libyen. Le débit d'alimentation du Continental intercalaire provenant du piémont de l'Atlas saharien est de 7.7 m³/s, (Ould Baba Sy, 2005). Ce débit entre dans l'intervalle des estimations recueillies dans les études antérieures qui le situent entre 4 m³/s (Cornet, 1964) et 8.5 m³/s (Margat, 1990). La carte piézométrique (Figure 1.13) de référence du Continental Intercalaire établie, à l'état stationnaire (peu ou pas influencée par les pompages), sur la base des études antérieures (Cornet, 1964 ; UNESCO, 1972), met en évidence les zones d'alimentation suivantes (Ould Baba Sy, 2005) :

- Piémont sud atlasique au Nord-Ouest ;
- Tinrhert au Sud ;
- Dahar à l'Est ;
- Jebel Nafusa au Nord-est ;
- Jebel Hassawna au Sud, où la nappe du Cambro-Ordovicien est drainée vers le Nord par la nappe du Continental Intercalaire.

Les zones d'exutoire sont :

- Les foggaras du Touat-Gourara et du Tidikelt ;
- L'exutoire tunisien marqué par la faille d'El-Hamma ;
- L'exutoire libyen au niveau d'AinTawargha.

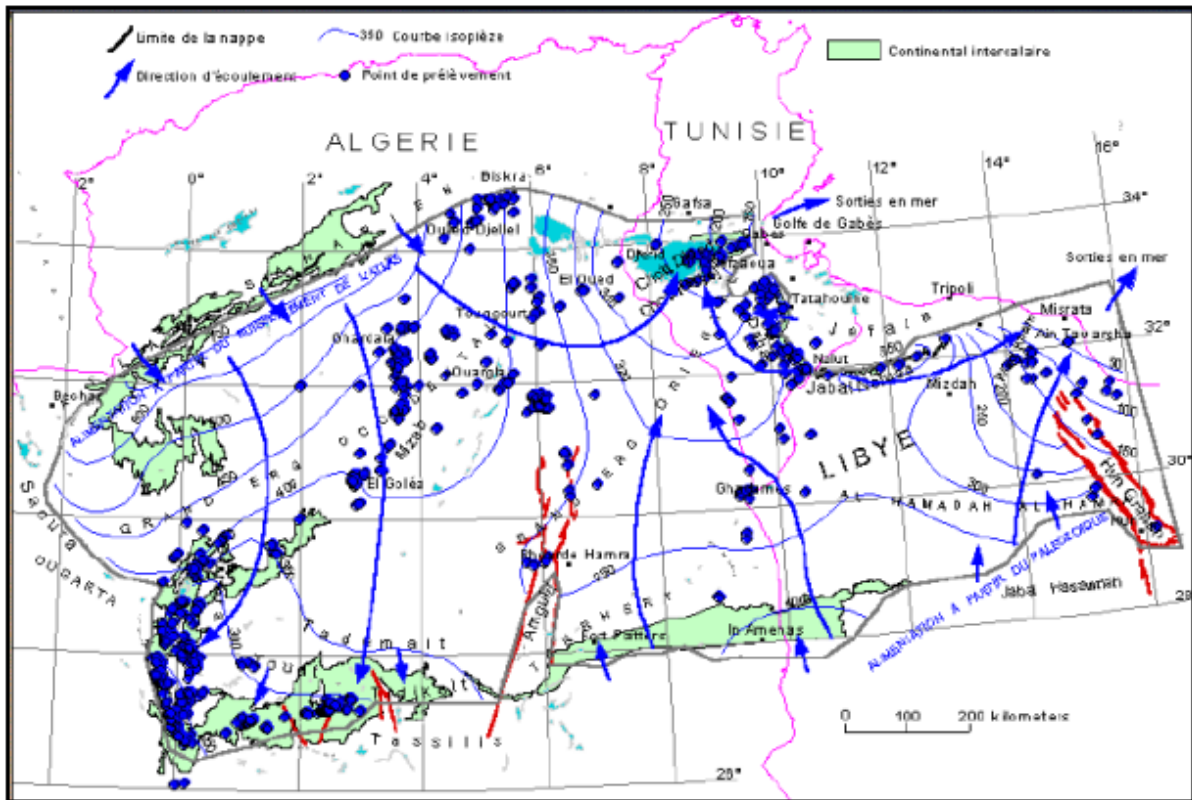


Figure 1.13. Carte piézométrique de référence du CI (OSS, 2003)

Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du C.I (Albien) :

L'ANRH a réalisé des forages pour capter la C.I au niveau de la cuvette de Ouargla, dont de nombreuses prélèvements et d'analyses ont été effectués afin de suivre l'évolution de ces paramètres chimiques de cette nappe.

Les résultats d'analyse de quelques paramètres physico-chimiques de l'année 2002, sont présentés dans le tableau 1.4.

Tableau 1.4. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du CI (Albien).

Paramètres	Valeurs
pH	7.34 à 7.64
Température	47.4 à 54.5
Conductivité (ms/cm)	2000 à 2900
Faciès chimiques	Sulfate et chloruro-Alcalin SO ₄ ²⁻ > Cl ⁻ > HCO ₃ ⁻ et Na ⁺ > Ca ²⁺ > Mg ²⁺
Minéralisation total (g/l)	1.8 à 2.5

1.6.2. Nappe du complexe terminal (C. T.) :

D'après Belguedj (1999): "La nappe du Continental Terminal contenue dans les sables du Mio-Pliocène et plus ou moins en relation avec les nappes de l'Eocène, du Sénonien et du Turonien, de sorte qu'à l'échelle de l'ensemble du Sahara, on peut considérer que ces différents niveaux forment

une seule et même nappe, la nappe du Continental Terminal, par opposition au Continental Intercalaire" (figure 1.14).

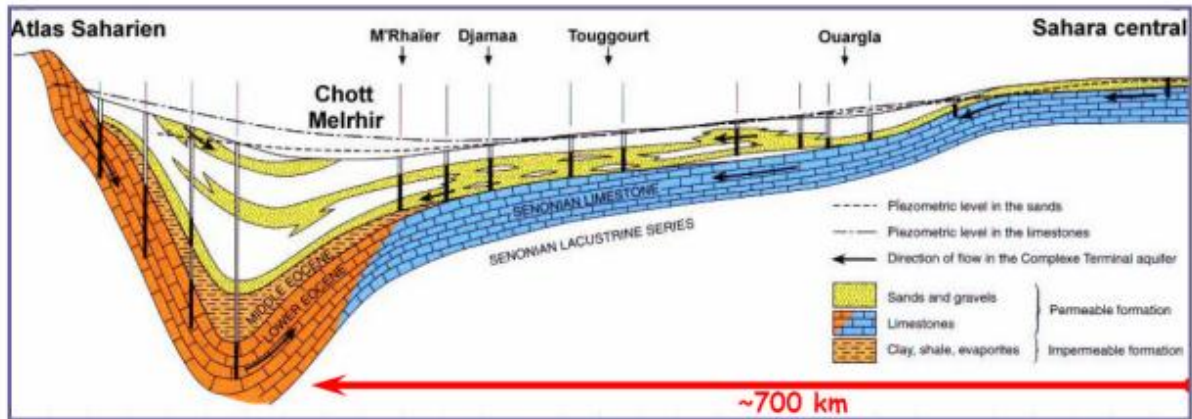


Figure. 1.14. Coupe hydrogéologique transversale du CT (UNESCO, 1972)

Le système aquifère du complexe terminal couvre la majeure partie du bassin oriental du Sahara septentrional sur environ 350 000 Km². Le terme "nappe du complexe terminal" regroupe sous une même dénomination plusieurs aquifères situés dans des formations géologiques différentes. (Dubost, 2002)

Dans la région d'Oued righ, ils sont ici empilés en un système plus compliqué et plus diversifié que dans les autres régions. L'aquifère le plus profond est contenu là encore dans les calcaires du sénonien supérieur et de l'Éocène inférieur et moyen, d'abord marins puis évaporitiques. Tous ces aquifères s'écoulent du Sud vers le Nord et les niveaux hydrostatiques passent de 80m environ à El Goug à une quarantaine de mètres en bordure des chotts(figure 1.15). Les eaux du continental terminal sont généralement salées l'accroissement du nombre des forages a été à l'origine de baisses spectaculaires du niveau hydrostatique. La surexploitation des nappes en aval du bassin entre Djamaà et M'raier provoque la baisse des niveaux en amont au Sud de Touggourt (Dubost, 2002)

Ainsi, le complexe terminal dans la cuvette de Ouargla comprend deux aquifères qui du haut en bas sont :

- La nappe du Mio-pliocène
- La nappe du sénonien

La profondeur du "CT" est comprise entre 100 et 600 m de température peu élevée et sa puissance moyenne est de l'ordre de 300 m, et de composition chimique bonne sur les bordures et moyenne dans le centre du bassin (INRAA, 2003).. Le "Complexe Terminal" affleure aux endroits suivants:

- Au Nord, dans le sillon des chotts algéro-tuniens.

- A l'Est, le long du flanc oriental du Dahar.
- Au Sud, sur les plateaux de Tinrhert et de Tademaït.
- A l'Ouest, sur la dorsale de M'zab.

En revanche le CT dans la région de Ouargla est composé de deux nappes la première est la nappe du Mio-pliocène appelée également nappe de sable. L'écoulement de CT se fait du sud-ouest vers le nord-est, en direction du chott Melghir. La salinité de cette dernière varie de 1,8 à 4,6 g/l. elle fournit les deux tiers de ressources hydrauliques disponibles de la région de Ouargla (Hamdi-Aissa, 2001). La seconde qui date du sénonien est peu exploitée à cause de son faible débit. Sa profondeur varie de 140 à 200m.

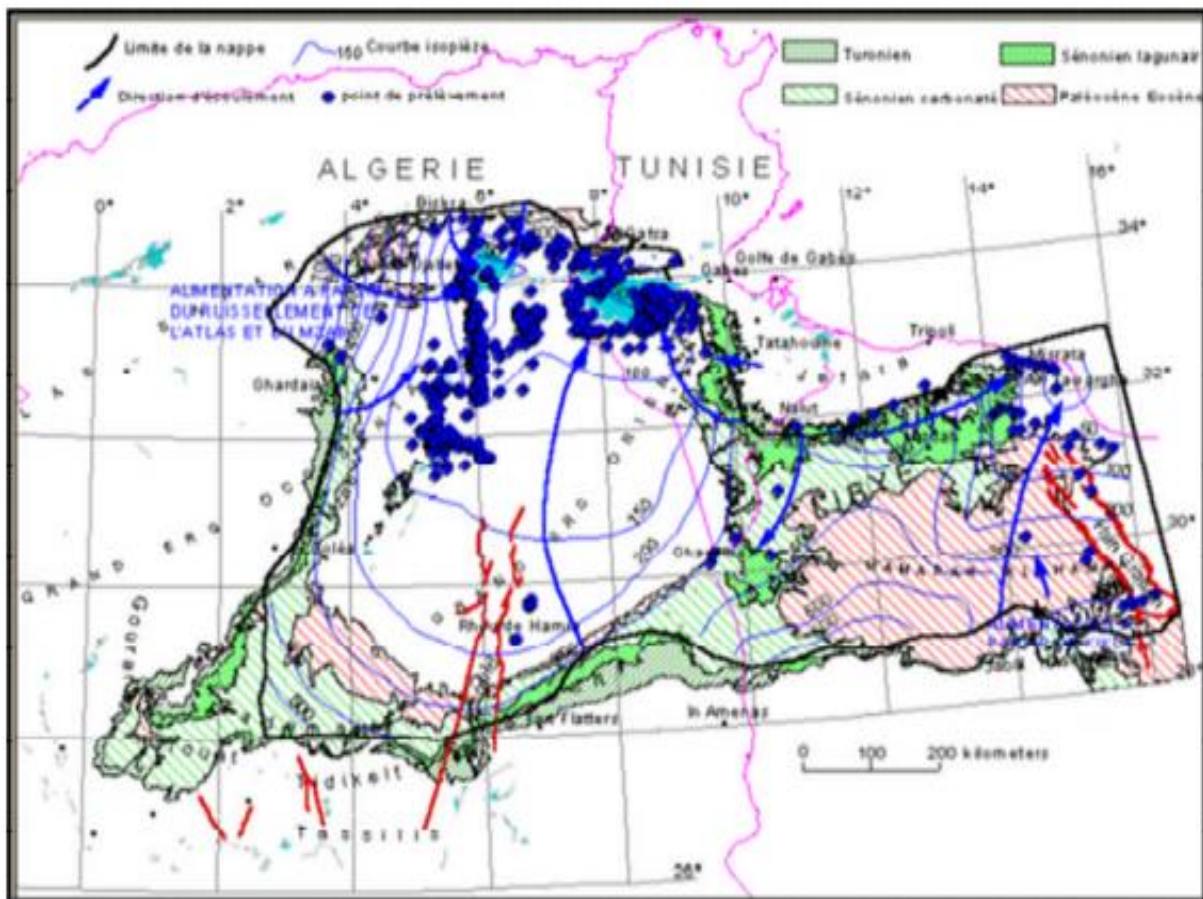


Figure1.15. Carte piézométrique de référence du CT (OSS, 2003)

Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du C.T :

Les résultats obtenus d'après les analyses effectués par l'ANRH en 2002, ont permis de connaître les caractéristiques physico-chimiques de la C.T. Les résultats sont représentés dans le tableau 1.5.

Tableau 1.5. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe du CT

Paramètres	Moi-Pliocène	Sénonien
pH	7.35 à 7.93	7.37 à 7.69
Température	23 à 25	24 à 26.3
Conductivité (ms/cm)	3600 à 7600	
Faciès chimiques	Sulfate et Chloruro-Alcalin $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^-$ et $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$	Sulfate et chloruro-Calcique $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^-$ et $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$
Minéralisation total (g/l)	3 à 7	1.5 à 5.5

1.6.3. Nappe superficielle (phréatique) :

La nappe phréatique est partout présente au Sahara et se situe généralement dans les zones de dépressions ou les vallées, elle est présentée dans les oasis de l'Oued-Righ, du Souf et d'Ouargla. On la trouve par ailleurs, à faibles profondeurs, dans une grande partie de la cuvette du Bas Sahara ou elle est exploitée par des puits.

Selon (HALILAT, 1998), dans la plus grande partie du Sahara, une nappe phréatique est rencontrée dans la partie supérieure des formations continentales. Il s'agit généralement de profondeurs variant entre 0 et 60 m.

Ces ressources superficielles sont importantes dans tout le Sahara, elles permettent d'irriguer les petites palmeraies, les jardins légumiers et d'abreuver les troupeaux et leurs propriétaires. [INRAA, 2003)

Le recours aux eaux souterraines plus profondes par la multiplication des forages d'exploitation captant les aquifères du CI et du CT destinés aux besoins d'irrigation et d'alimentation en eau potable a accéléré la remontée des niveaux hydrostatiques des nappes phréatiques. Cette situation d'excès d'eau a perturbé l'écosystème oasien et a engendré des problèmes environnementaux nuisibles notamment pour l'agriculture [LEGER, 2003].

La nappe est présente partout à l'échelle de la région. Son épaisseur varie de 1 à 8m et repose sur un niveau imperméable étanche, qui occupe tout le fond de la vallée d'Ouargla. Sa frange capillaire surgie souvent sur la surface du sol sous forme de chotts qu'on trouve de part et d'autre

de la ville d'Ouargla. Elle est relativement profonde dans les points de haute topographie (Ergs), et moins profonde dans les zones à proximité des palmeraies irriguées.

1.5.3.1. Caractéristique physiques de la nappe phréatique:

1. Granulométrie:

LTPS a effectué des analyses sur des échantillons représentatifs sur la cuvette (profondeur de 0 à 3 m). L'examen des courbes granulométriques montre d'une manière générale qu'il s'agit des sables fins à moyens avec un pourcentage d'éléments argileux et limoneux qui varie de 7 à 12 %.

2. Porosité:

La porosité totale d'un échantillon est égale au rapport, exprimé en pour cent du volume de vides au volume total : $n = V_v / V_t$. Des mesures de la porosité ont été effectuées sur des échantillons prélevés sur des profils du sol représentatif de la cuvette (LTPS 1995). Les valeurs de la porosité déterminées varient entre 10 et 30 %.

3. Perméabilité et Transmissivité:

La perméabilité dépend à priori du milieu solide-fluide (porosité, granularité, salinité) et également des conditions hydrogéologiques de chaque zone (zone de recharge, zone centrale, exutoire). Le coefficient de perméabilité moyen de la nappe phréatique varie entre 1.27×10^{-1} m/s et 5.6×10^{-3} m/s. Tandis que, la transmissivité varie entre 2 m²/s et 9×10^{-2} m²/s (HADJ ABD EL-RAHMANE, 1998).

4. Coefficient d'emmagasinement:

Le coefficient d'emmagasinement (S) est le volume d'eau exprimé en pour cent, que l'on peut retirer par gravité d'un prisme vertical de terrain saturé de section unité. Les valeurs de S varient entre 10^{-2} % et 2×10^{-1} % (HADJ ABD EL-RAHMANE, 1998).

1.5.3.2. Piézométrie de la nappe phréatique:

5. Réseau piézométrique:

Les cartes piézométriques établies à l'échelle de la cuvette, par L'ENAGEO, BG et l'ANRH (campagne 94 et les campagnes récentes 2003, 2004, 2009, et 2011) montrent clairement qu'il existe deux zones distinctes séparées par une ligne de partage des eaux au niveau du Hassi Miloud et Bour El Haïcha, ce qui se traduit par deux écoulements, l'un vers le Nord c'est-à-dire vers Sebkhet Safione et l'autre vers l'Ouest (Sebkhet Bamendil). (figure 1.16)

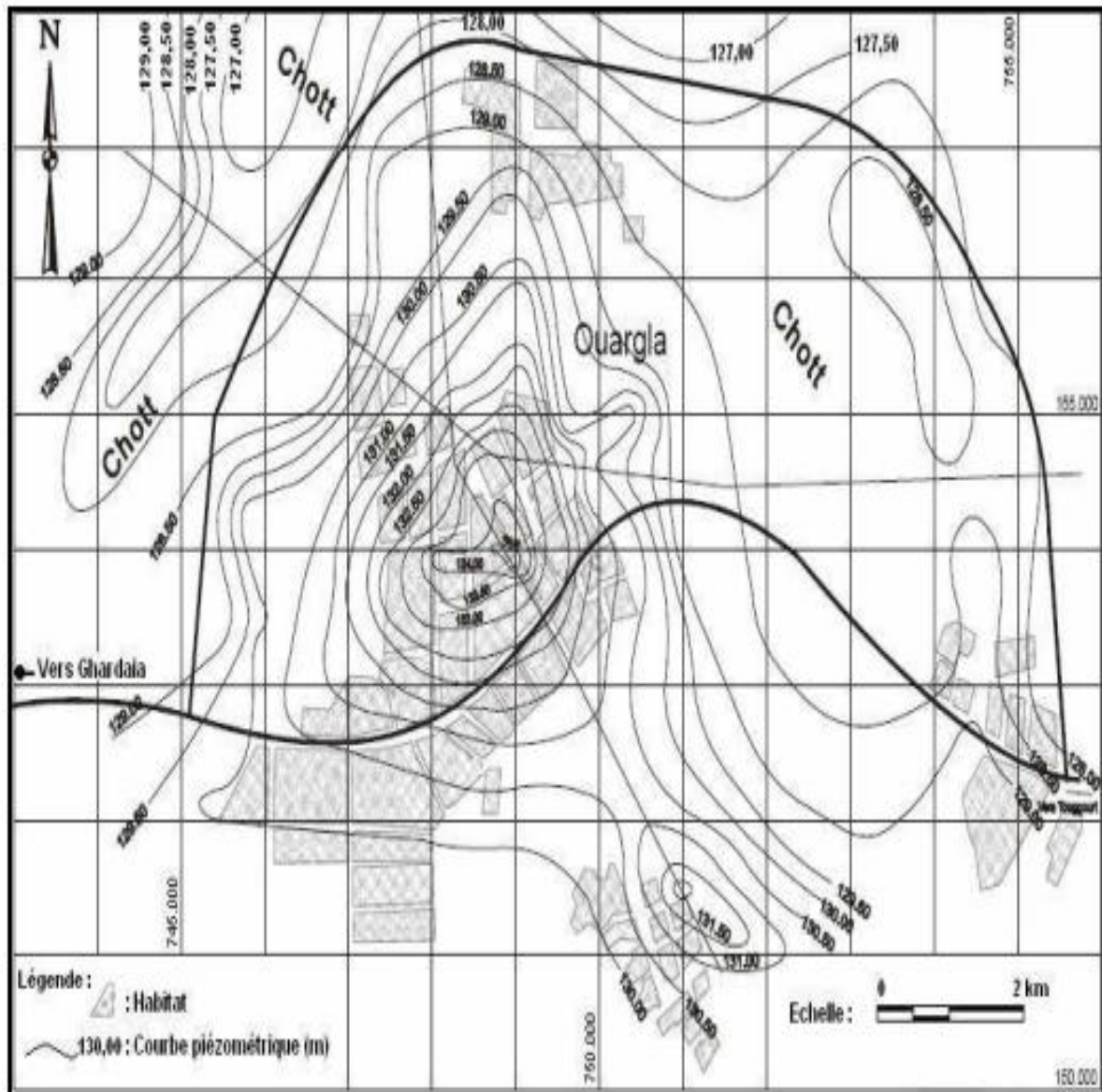


Figure 1.16. Carte piézométrique de la nappe phréatique en 1968 (DHW-Ouargla, 1968 In BG 2004)

P.S : Plusieurs analyses piézométriques de la nappe phréatique ont été réalisées, celle de l'année 2011 est présentée ci-dessous.

➤ *La piézométrie de l'année 2011:*

Dans cette année, on remarque une baisse générale du niveau piézométrique par rapport aux années précédentes avec séchage considérable des chotts et des sebkas, cet abaissement est le résultat et la conséquence du projet mené par la wilaya d'Ouargla pour récupérer et évacuer l'excès d'eau de la cuvette beaucoup plus haut vers sebkhet Safione. Les campagnes d'échantillonnages et les levés de mesure physique sur les différents points d'eau existants dans la cuvette, nous ont

permis d'établir une carte piézométrique;(Figure 1.17) qui montre, que le sens l'écoulement principal des eaux de la nappe phréatique prend la direction Sud-Nord, similaire à celui de la nappe du Complexe Terminal. Dans la partie sud de la carte ; il y a des zones hautes sur le plan piézométrique, sous la ville de Ouargla, le niveau dépasse 138 m, l'eau s'écoule aussi bien vers le nord que vers le nord-est c'est-à-dire vers les chotts et Sebkhas. Un autre dôme important apparaît à Bour el Haicha ; constituant ainsi une zone de partage des eaux (niveau d'eau à cet endroit atteint 128m) ; Vers le nord, l'écoulement suit une direction principale sud-nord vers les dépressions, sebkhas et chotts Le dôme de Bour El Haicha peut être expliqué par la surexploitation des eaux de nappes profondes exploitées (CI et CT) pour l'irrigation des palmeraies et l'usage agricole. (GUENDOZ, A et MOULLA, A(1996).

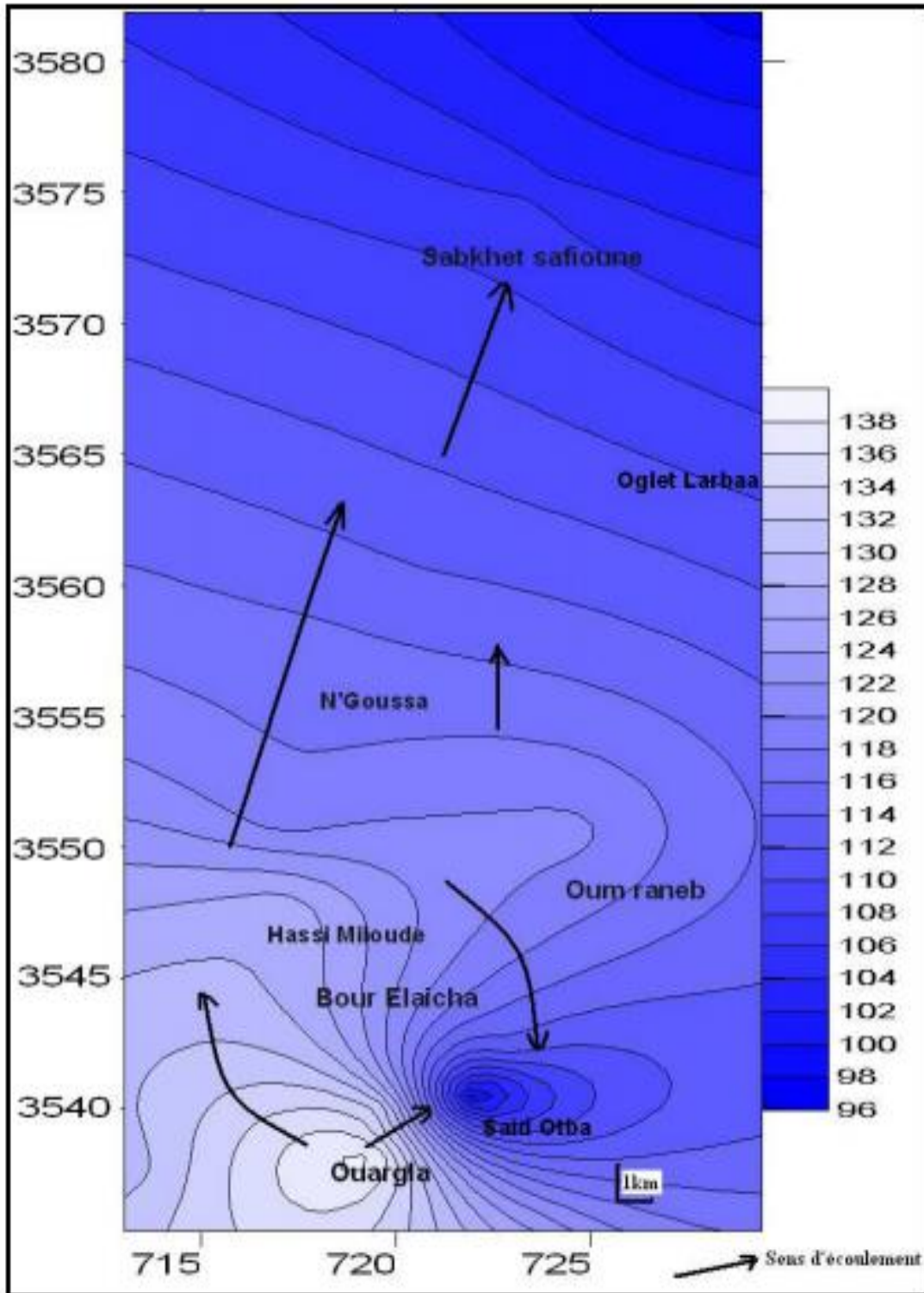


Figure 1. 17. Carte piézométrique de la nappe phréatique (cuvette d'Ouargla)

(Touahri,2011)

Caractéristiques physicochimique des eaux de la nappe phréatique :

Dans le cadre d'une étude isotopique portant sur les eaux du Continental Intercalaire (CI), du Complexe Terminal (CT) et de la nappe phréatique des études hydro-chimiques ont réalisées par

Le Centre de Développement des Techniques Nucléaires (CDTN) entre 1992 et 1995 et celles effectuées par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques (ANRH) entre 1994 et 1998, ont permis d'identifier les caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe phréatique. (tableau 1.6).

Tableau 1.6. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de la nappe phréatique de la zone de Ouargla
(Nezli et al ;2007)

Paramètres	Nappe phréatique
pH	7.34 à 7.64
Température (°C)	47.4 à 54.4
Conductivité (ms/cm)	2000 à 2900
Faciès chimiques	Sulfate et chloruro-Calcique $SO_4^{2-} > Cl^- > HCO_3^-$ et $Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$
Minéralisation total (g/l)	1.8 à 2.5

Conclusion :

Les zones arides, couvrent 41,3% de la surface terrestre de notre planète où les paramètres climatiques jouent le rôle principale à la biodiversité des zones arides.

Le climat est typiquement saharien, caractérisé par une forte aridité où la pluviométrie est aléatoire, ce qui ne favorise pas le développement de la végétation. Les températures moyennes annuelles sont élevées.

Dans ce désert typique qu'est le Sahara, les précipitations sont non seulement rares, mais toujours très irrégulières. Comme la morphologie de cette zone se diffère (hamada, glacis, chott... etc) dont elle est traversée par plusieurs Oueds.

Le Système Aquifère du Sahara Septentrional (SASS) regroupe deux énormes réservoirs d'eaux souterraines ; le Continental Intercalaire (CI) et le Complexe Terminal (CT). Ce dernier s'étale sur une surface de 350 000 km² et couvre la majeure partie du bassin oriental du Sahara septentrional, sa puissance moyenne est de 300 m environ.

Chapitre 2
Les Hydrocarbures

2.1. Hydrocarbures pétroliers :

Introduction :

Les hydrocarbures sont des composés organiques contenant exclusivement des atomes de carbones (C) et d'hydrogènes (H) (Frannec et al , 1998). On inclura toutefois dans ce groupe, des substances dérivées dont la structure chimique, la nomenclature et le comportement, peuvent être assimilés à ceux d'un hydrocarbure (Martinelli, 1999).

Les hydrocarbures représentent entre 65 et 95 % de la plupart des pétroles bruts. Les composés pétroliers peuvent être classés en quatre familles principales, qui sont présentes en proportions variables selon l'origine: les hydrocarbures saturés (30 à 70 %), les hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques (20 à 40 %), les composés polaires (5 à 25 %) et les asphaltènes (0 à 10 %) (Soltani, 2004).

2.1.1. Définition

Le pétrole est un mélange complexe d'hydrocarbures, principalement utilisé comme source d'énergie ; il contient des hydrocarbures saturés, à chaînes linéaires, ramifiés ou cycliques, ainsi que des traces de soufre, d'azote, d'oxygène, d'eau salée et de métaux (Fer, nickel). On le trouve en grandes quantités dans des gisements enfouis sous la surface des continents ou au fond des mers. (Salles et Debyser, 1976).

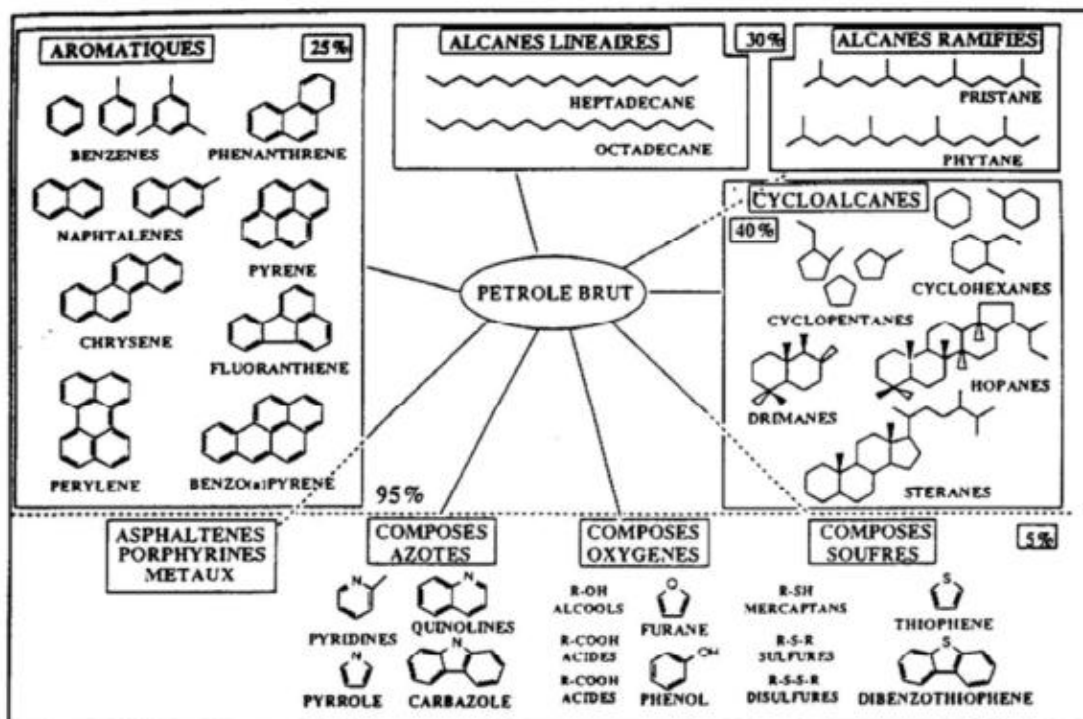


Figure 2.1.. Ensemble des hydrocarbures présents dans les pétroles bruts (Bertrand et Mille, 1989)

Les hydrocarbures sont des composés organiques contenant exclusivement des atomes de carbones (C) et d'hydrogènes (H) (Frnennec et al , 1998). On inclura toutefois dans ce groupe, des substances dérivées dont la structure chimique, la nomenclature et le comportement, peuvent être assimilés à ceux d'un hydrocarbure (Martinelli, 1999).

Les hydrocarbures constituent la fraction la plus importante d'un brut pétrolier (figure 2.1). Ils représentent entre 65 et 95 % de la plupart des pétroles bruts. Les composés pétrolier peuvent être caractérisés en quatre familles ; Les hydrocarbure saturés (30 à 70 %), les hydrocarbures aromatiques et poly aromatiques(20 à 40%), les composés polaires (5 à 25 %), et les asphaltènes (0 à 10%) (Soltani, 2004).

2.1.2.Origine des hydrocarbures :

La formation d'un gisement pétrolier est un enchainement de processus sédimentaires, géochimiques et tectonique s'étalant sur plusieurs millions d'années, bien qu'il existe de nombreux types de gisements, il faut réunir cinq conditions pour que se développe un système pétrolier conventionnel dans un bassin sédimentaire (Tissot et Welte, 1984) :

1. Disponibilité d'une roche mère, dont la matière organique s'est transformée en hydrocarbure sous l'effet d'une augmentation progressive de la pression/température, qui expulse ces hydrocarbures.
- 2.Disponibilité de conduits (roches, failles, réseaux fracturés suffisamment perméables pour permettre la migration des hydrocarbures.
- 3.Disponibilité d'une roche réservoir, c'est-à-dire une roche poreuse et perméable se trouvant sur le chemin des migrations.
- 4.Disponibilité d'un piège correspondant à un type d'architecture des couches géologique et incluant une roche couverture empêchant la fuite des fluides (roche couverture).
- 5.Une chronologie adéquate, ce que les pétroliers ont coutume d'appeler ; « le moment critique».

il est nécessaire que le piège pétrolier soit formé antérieurement ou de manière synchrone de la maturation des roches mères et de la migration des hydrocarbures, sous peine que tout le pétrole généré ne puisse s'accumuler dans les zones réservoirs et soit altéré lors de son arrivée en surface (Baudin et al., 2007).

2.1.3. Comportement des hydrocarbures :

Les déversements d'hydrocarbures pétroliers lors de pollutions impliquent principalement quatre types de produits aux comportements très différents (Tableau 2.1).

Tableau 2.1. Tableau récapitulatif des propriétés des hydrocarbures (CEDRE 2009)

Nature de l'hydrocarbure	Persistance/Évaporation
Produits raffinés légers essence	Persistance très faible voire nulle, Évaporation rapide (en quelques heures) Dispersion naturelle dans le milieu aquatique
Produits raffinés moyens gazole, kérosène, fioul domestique	Persistance faible Évaporation forte (autour de 40% en 24 heures) Dispersion naturelle dans le milieu aquatique
Produits raffinés lourds Fiouls lourds et résidus opérationnels	Persistance moyenne Évaporation faible (généralement inférieure à 10%)
Résidus Bruts paraffinés dont le point d'écoulement est supérieur à la température de l'eau.	Persistance forte Hydrocarbures solides ou liquides et très visqueux Évaporation très faible

2.2. Caractéristiques générales des polluants des hydrocarbures :

2.2.1. Solubilité dans l'eau ou hydrosolubilité :

La solubilité définit la concentration d'une substance se dissolvant dans l'eau lorsque l'eau et la substance sont en équilibre (tableau II.2). Cette propriété indique la tendance à la mobilisation de la substance par lessivage lors d'épisodes pluvieux ou par ruissèlement ou inondation.

On notera qu'une solubilité faible peut être significative en termes de risque, dès lors que le composé en question est susceptible d'induire des effets néfastes (toxique, cancérigènes) sur la santé à faibles doses/concentrations et pour des expositions chroniques. (Lemiére, 2009)

2.2.2. Densité :

La densité d'un liquide affecte généralement peu sa profondeur d'infiltration dans la zone non saturée (sol), par contre elle contrôle fortement la vitesse d'infiltration et son comportement dans la zone saturée. Si le liquide est immiscible (cas des hydrocarbures, par exemple), la phase libre s'accumulera de préférence en surface de la nappe si sa densité est inférieure à 1, et sous le niveau statique de celle-ci si elle est supérieure à 1. (Lemiére, 2009)

La densité de vapeur des produits volatils est exprimée par rapport à l'air. Si elle est supérieure à 1 (tableau II.2), la fraction volatile s'accumulera au toit de la nappe et aura tendance à migrer latéralement au sein de la zone non saturée sous l'effet de son poids. Si elle est inférieure à 1, cette fraction tendra, sous certaines conditions, à se disperser vers l'atmosphère via la zone non saturée (Lemiére, 2009).

2.2.3. Stabilité

La dégradation d'un polluant est souvent représentée, en première approximation, par une réaction cinétique de premier ordre. La vitesse de dégradation est caractérisée par un temps de demi-vie. Ce temps représentant 50% de la quantité initiale de substance dégradée. Plus ce temps est important, plus le composé montre des potentialités de persistance dans l'environnement (Lemière, 2009).

2.2.4. Polarité ou hydrophobicité

La polarité est directement reliée au coefficient de partage n-octanol/eau (Kow). Le Kow est le rapport de concentration à l'équilibre d'un composé entre une phase eau et une phase n-octanol (tableau 2.2).

La polarité d'un polluant va influencer sur la manière dont il se fixe dans les sols et notamment sur la matière organique peut être présentée dans ce milieu. Elle va influencer sur la manière dont il en est extrait des sols lors des opérations de dépollution. Elle influence aussi sur la biodisponibilité et sur son potentiel d'accumulation dans les graisses et certains tissus végétaux par exemple (Lemière, 2009).

2.2.5. Adsorption sur les matières organiques du sol (Koc)

Le Koc, ou coefficient d'adsorption au carbone organique des sols, définit la distribution d'un composé entre les phases solides et liquide d'un sol.

Il caractérise la tendance d'un composé à être retenu par la matière organique des sols : plus le Koc est élevé, plus le composé tend à quitter l'eau pour se fixer sur la matière organique qui est présente en proportions variables dans tous les sols (tableau 2.2)

Contrairement au Kow, qui est intrinsèque au polluant, le Koc dépend du type de matière organique du sol sur lequel le polluant va s'adsorber. (Lemière, 2009)

2.2.6. Volatilité

La volatilité d'un composé organique est définie par sa constante de tension de vapeur à 20°C (tableau 2.2).

La tension de vapeur est la pression partielle d'un composé dans la phase gazeuse, en équilibre avec le solide pur ou le liquide pur. Elle est fonction de la température et s'exprime en Pa (Lemière, 2009).

La volatilité d'un polluant influence sur la manière dont il migre dans les sols, dont il s'en libère par volatilisation naturelle ou dont il peut en être éliminé lors des opérations de dépollution : cette

propriété est importante pour le choix d'une technique de dépollution. La volatilité d'un composé constitue un paramètre important de l'évolution des risques sur des sites pollués par des composés volatils. (tableau 2.2).

2.2.7. La viscosité

La viscosité dynamique d'un fluide (μ) influe sur l'aptitude d'un fluide, d'une phase organique à l'écoulement et à la circulation dans le sous-sol. Elle contraint le degré de saturation résiduelle dans le milieu poreux.

Ce paramètre influe donc sur la vitesse et la portée du déplacement du contaminant en phase pure (huile) : plus la viscosité est élevée, plus le déplacement sera lent et plus la portée du déplacement sera réduite. Elle s'exprime en poise ($\text{kg}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ ou $\text{Pa}\cdot\text{s}$) (Lemière B et al., 2009).

De plus, leur coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) indique une tendance à migrer vers des phases liquides lipophiles. Le tropisme des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) pour les phases hydrophobes, leur tendance à s'adsorber sur la matière organique du sol et leur faible volatilité est à l'origine de leur faible transfert dans les sols (vers la phase aqueuse ou le compartiment atmosphérique).

Tableau 2.2. Critères d'appréciation du comportement des produits organiques (Pellet, 1994)

Paramètre	Symbole	Unité	Critères	Interprétation
Solubilisation				
Solubilité dans l'eau		[mg]	$5 < S$	→ Insoluble à peu soluble
			$150 < S < 10000$	→ peu soluble à soluble
			$S > 10000$	→ soluble à très soluble
Volatilisation				
Pression de vapeur	P_v	[Pa]	$P_v < 133$ $P_v \geq 133$	→ non volatil → volatil
Point d'ébullition	T_e	[*C]	$T_v < 80$ $80 \leq T_v < 200$ $T_e \geq 200$	indicatif
Constante de Henry	K_H	[Pa.m ³ /mol]	$K_H < 100$ $100 \leq k_H < 500$ $K_H \geq 500$	→ faiblement volatil → volatil → très volatil
Migration Gravitaire Des Vapeurs				
Densité par rapport à l'air	d_v	($d_{air}=1$)	$d_v < 1$ $d_v \geq 1$	→ mouvement ascendant → accumulation en surface de nappe
Migration Vertical Du fluide				
Densité par rapport à l'eau	D_1	($D_{eau}=1$)	$D_1 < 1$ $D_1 \geq 1$	→ flottant au toit de la nappe → écoulement vertical
Viscosité	μ	[cP]	$\mu > 0.9$ $0.9 \leq \mu < 2$ $\mu \geq 2$	→ plus fluide que l'eau → fluidité de l'eau → fluidité de l'huile ou moindre

2.3. CLASSIFICATION DES HYDROCARBURES :

Selon la tétravalence de l'atome de carbone et de la monovalence de l'atome d'hydrogène, les hydrocarbures se divisent en trois familles :

- les hydrocarbures aliphatiques,
- les hydrocarbures naphténiques,
- les hydrocarbures aromatiques.

2.3.1. Les hydrocarbures aliphatiques :

Les hydrocarbures aliphatiques sont constitués de chaînes carbonées linéaires qui peuvent être saturées ou posséder une ou plusieurs doubles ou triples liaisons (alcane/alcène/alcyne).

2.3.1.1. les hydrocarbures aliphatiques saturés :

Appelés aussi *n*-alcane ou hydrocarbures paraffinés, ce sont des composés à chaînes ouvertes linéaires ou ramifiées de formule générale C_nH_{2n+2} dont la longueur de la chaîne varie de 5 à 60 atomes de carbone suivant l'origine du pétrole. (tableau 2.1).

Cette nomenclature vient du fait que les graisses sont des composés à chaîne ouverte (LEFEBVRE, 1978). Les hydrocarbures aliphatiques saturés, constituent une des classes les plus abondantes (10 à 40 % des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier) (Soltani, 2004).

2.3.1.2. les hydrocarbures aliphatiques non saturés :

Les hydrocarbures aliphatiques insaturés, qui sont les alcènes de formule générale C_nH_{2n} (au minimum une double liaison), sont principalement issus du craquage du pétrole brut, et les alcynes (une triple liaison) qui constituent la troisième grande famille d'hydrocarbures aliphatiques ont pour formule générale C_nH_{2n-2} (Lefebvre, 1978). Ils servent à la synthèse des polymères et sont utilisés comme matériel de base dans de nombreuses synthèses chimiques (Dalemont, 1998).

2.3.2. Les hydrocarbures naphténiques

Il s'agit de composés à chaîne fermée, formant la série cyclique. Deux ou plusieurs cycles, peuvent se condenser entre eux pour donner des hydrocarbures polycycliques. Ils peuvent être saturés (cyclo-alcane : C_nH_{2n}), non saturés ou substitués (Dalemont, 1998). Quelques dérivés polycycliques sont aussi présents et certains d'entre eux, tels les stéranes et les terpanes sont caractéristiques d'un pétrole brut. Grâce à leur grande résistance aux différents phénomènes de dégradation dans le milieu, ils servent également pour le suivi d'une pollution pétrolière (Asia, 2012). Ils peuvent représenter entre 30 et 50 % des hydrocarbures totaux d'un pétrole brut (Soltani, 2004).

2.3.3. Les hydrocarbures aromatiques (HAP) :

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des molécules organiques, exclusivement constituées d'atomes de carbone et d'hydrogène et au moins deux noyaux benzéniques (figure 2.2).

Les HAP regroupent plusieurs centaines de molécules et peuvent avoir deux origines : pétro géniques et pyrolytiques. Les HAP d'origine pétro génique sont formés lors de la transformation géologique de la matière organique (MO) et sont présents dans les matières organiques fossiles (houille, pétrole). Les HAP d'origine pyrolytique sont produits par la combustion incomplète ou la pyrolyse de toute MO à haute température. Les HAP produits par la combustion sont la principale source de HAP dans l'environnement.

Les hydrocarbures se rencontrent essentiellement dans le pétrole qui est un mélange complexe de ces composés. On distingue trois grandes catégories d'hydrocarbures :

- les hydrocarbures aliphatiques (molécules linéaires ou ramifiées à longues chaînes),
- les hydrocarbures aromatiques (constitués de cycles benzéniques et homologues supérieurs), -les hydrocarbures hétérocycliques (cycles complexes renfermant un nombre différent de carbone).

Leur transfert à la nappe dépend en particulier de leur masse molaire, leur tension de vapeur, leur viscosité et leur légère solubilité dans l'eau. Les hydrocarbures les plus hydrosolubles sont les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène). Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) comme le pyrène sont peu solubles. (Baek et al, 1991; Menzie et al, 1992).

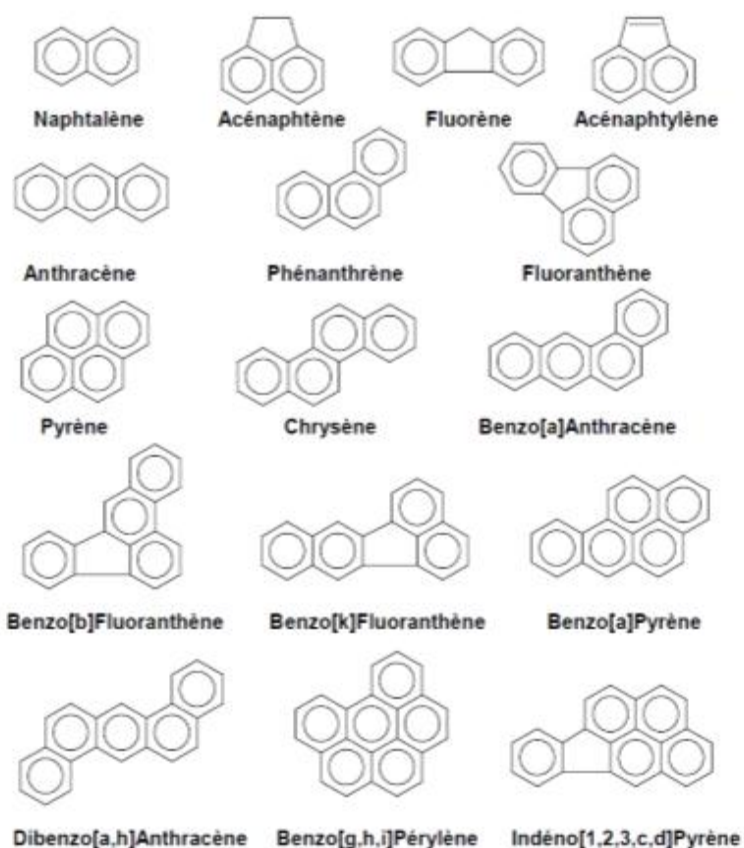


Figure 2.2. Les seize HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) prioritaires dans la liste de l'US EPA (United states environmental protection agency)

2.4. Les propriétés physicochimiques des HAPs :

Les HAP sont des molécules neutres, hydrophobes et apolaires, leur masse molaire varie de 128 à plus de 300 g mol⁻¹. A la pression atmosphérique, leur point de fusion est supérieur à 100 °C et ils présentent un point d'ébullition élevé (> 300 °C). Ces molécules sont assez stables chimiquement et leur biodégradation est généralement lente. C'est pourquoi, ils appartiennent à la classe des polluants organiques persistants ou POP (Jones et al., 1989).

Le tableau (2.3) présente les principales propriétés physico-chimiques des 16 HAP US EPA.

A l'exception du naphtalène, les HAP sont peu volatils, très peu solubles dans l'eau et peu mobiles dans le sol. En effet, leur coefficient de partage eau-carbone organique (K_{oc}) indique une forte propension des HAP à se lier à la matière organique du sol ou des sédiments.

Les propriétés chimiques et physiques des HAP sont déterminées par la taille, la structure et les atomes qui composent la molécule. Elles sont dépendantes du nombre de cycles aromatiques qui les composent .

Tableau 2.3.Caractéristiques chimiques des 16 HAP prioritaires retenus par l'US-EPA (Mackay et al. 2006)

Molécule	Nombre de cycles aromatiques	Solubilité dans l'eau (mg L ⁻¹ à 25°C)	Pression de vapeur (mPa à 25°C)	Log K _{ow}
NAPH	2	31.8	10500	3.70
ACY	2	3.94	890	4.06
ACE	2	3.70	360	3.92
FLU	2	1.98	90	4.18
PHE	3	1.2	91	4.57
ANT	3	0.04	1.25	4.45
FLA	3	0.26	64	5.20
PYR	4	0.13	0.9	5.23
BaA	4	0.01	6.65 10 ⁻⁴	5.66
CHY	4	2.0 10 ⁻³	8.4 10 ⁻²	5.861
BbF	4	1.5 10 ⁻³	2.12 10 ⁻²	6.57
BkF	4	8.1 10 ⁻⁴	1.3 10 ⁻⁴	6.84
BaP	5	3.8 10 ⁻³	7.3 10 ⁻⁴	6.07
IcdP	5	5.0 10 ⁻⁴	1.3 10 ⁻⁵	6.60
BghiP	6	5.0 10 ⁻⁴	2.6 10 ⁻⁶	6.73
dBahA	5	5.0 10 ⁻⁴	1.3 10 ⁻⁵	6.70

2.5.Indice des propriétés des HAP :

Les propriétés physico-chimiques des HAP varient beaucoup en fonction de leur masse molaire et donc du nombre de cycles benzéniques. Leur solubilité et volatilité décroissent quand leur masse molaire augmente contrairement à leur affinité pour la matière organique ou les phases lipophiles. Les HAP peuvent être regroupés en trois catégories :

- les HAP « légers » (2 à 3 cycles, #1 à 6), peu volatils et solubles (1 à 32 mg L-1) ;
- les HAP « moyens » (4 cycles, #7 à 10), très peu volatils et solubles (0,06 à 0,27 mg L-1), davantage liés à la matière organique ;
- les HAP « lourds » (5 à 6 cycles, #11 à 16), quasiment insolubles, qui sont les plus fortement adsorbés dans les sols.

Plus le nombre de cycles aromatiques augmente, plus l'affinité pour une phase organique augmente et de ce fait, son hydrophobie comme l'atteste l'augmentation du coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}), exprimé en logarithme, qui correspond au rapport de concentration à l'équilibre du composé organique entre l'eau et une phase n-octanol. Inversement, moins il y a de cycles aromatiques, plus sa solubilité dans l'eau et sa volatilité (exprimée par la pression de vapeur) sont élevées. Ainsi, ces propriétés physico-chimiques vont grandement influencer sur le comportement (persistance, mobilité et biodisponibilité) de ces molécules organiques dans l'environnement. (tableau.II.3).

2.6.Toxicité des HAPs :

Le pétrole contient de nombreux composés chimiques, notamment des hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène) et certains polycycliques (HAP), dont le benzo[a]pyrène classés cancérigènes de type 1 (avéré) par le centre international de recherche contre le cancer (Circ).

Actuellement, les effets toxicologiques de tous les HAP sont imparfaitement connus. Toutefois, les résultats des données expérimentales effectuées sur l'animal ont montré que certains HAP pouvaient induire spécifiquement de nombreux effets sur la santé : des effets systémiques (hépatiques, hématologiques, immunologiques et développement d'athéroscléroses), des effets sur la reproduction ainsi que des effets génotoxiques et cancérigènes (Tableau 2.4).

Ils exercent des effets toxiques sur des organismes par diverses actions.

Tableau 2.4. Toxicité des principaux HAP étudiés (Leoz-Garziandia, 2001)

HAP	Toxicité	Cancérigène	Mutagène
Naphtalène	Modérée	Présumé	-
Acénaphène	Modérée	-	Constaté
Acénaphthylène	Modérée	-	Constaté
Fluorène	Faible	-	Constaté
Phénanthrène	Modérée	-	Constaté
Anthracène	Modérée	-	Constaté
Fluoranthène	Modérée	Présumé	Constaté*
Pyrène	Modérée	Présumé	Constaté*
Benzo[a]anthracène	Elevée	Confirmé	Constaté*
Chrysène	-	Confirmé	Constaté*
Benzo[b]fluoranthène	-	Confirmé	Constaté
Benzo[k]fluoranthène	-	Confirmé	Constaté
Benzo[a]pyrène	Elevé	Confirmé	Constaté*
Benzo[e]pyrène	-	Présumé	Constaté*
Indéno[1,,3cd]pyrène	-	Confirmé	Constaté
Benzo(ghi)pérylène	-	Présumé	Constaté
Dibenzo(ah)anthracène	Elevée	Confirmé	Constaté*

(*) Mutagène pour l'homme

Généralement, PAHs écrivent l'environnement séparer par de divers itinéraires et sont habituellement trouvés en tant qu'un mélange contenant deux ou plus de ces composés. Un certain PAHs sont fabriqués en industrie. Le mécanisme de la toxicité est considéré interférence avec la fonction des membranes cellulaires aussi bien qu'avec les systèmes d'enzymes qui sont associés à la membrane.

Des effets ont été documentés sur le développement de système immunitaire, et sur la résistance de centre serveur [Armstrong et al,2004 ; CCME,2010]. Les HAPs peuvent être formés pendant des processus biologiques et comme produits de combustion incomplète des sources naturelles de combustion (forêt et feu de broussailles) ou des sources synthétiques de combustion (les émissions d'automobile, fumée de cigarette). Ainsi, les HAPs sont généralement détectés dans l'air, le sol, et l'eau. Par conséquent, ils sont considérés omniprésent dans l'environnement [Baklanov et al,2007, Latimer et al.,2007], (figure2.3) .

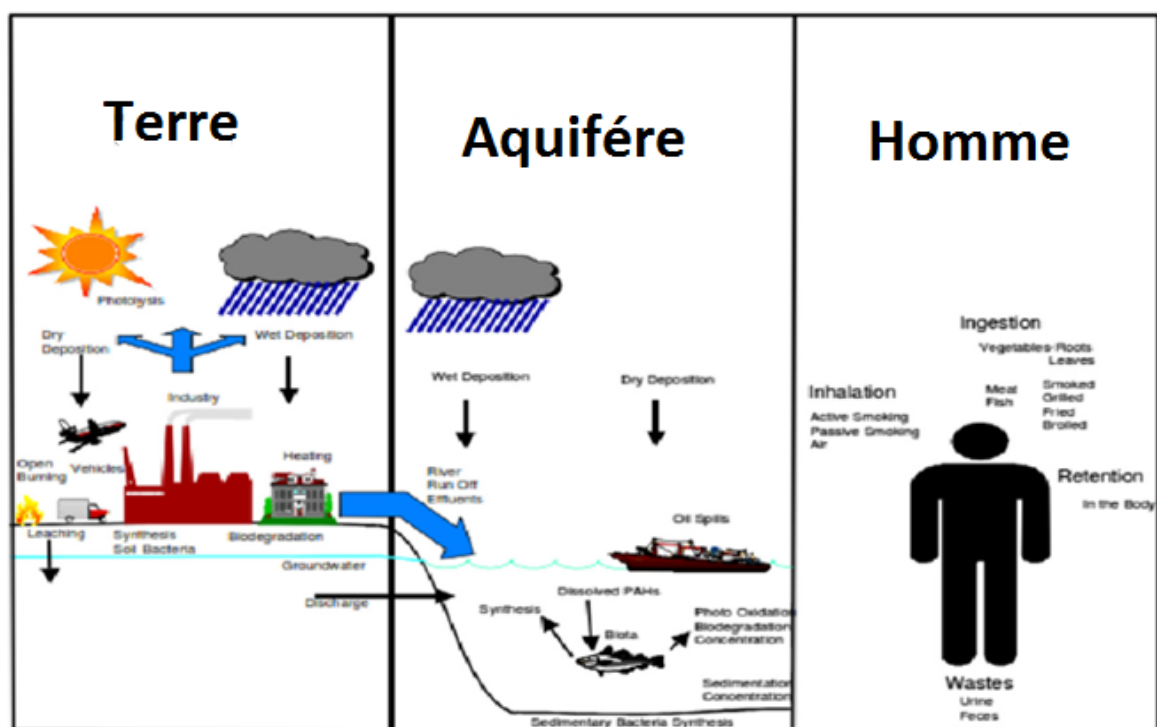


Figure 2.3 : Dispersion des HAPs dans l'air, le terre et les milieux aquatiques [API , 1992].

La nature omniprésente de PAHs dans l'environnement a été bien récapitulée par Benzie et autres [Benzie et al.,2005]. La toxicité aigüe n'est pas le problème majeur posé par les HAP car les concentrations à atteindre sont très élevées et rarement rencontrées dans l'environnement. Par contre, leur toxicité chronique, suite à l'exposition à de faibles doses sur une

longue période, est beaucoup plus problématique (Bonnard et al., 2010). Leur toxicité, au sein d'un organisme vivant, provient de leur transformation en époxydes ou en dérivés hydroxylés, sous l'action d'enzymes. Les métabolites formés peuvent alors se lier à des molécules biologiques fondamentales telles que les protéines, l'ARN, l'ADN et provoquer des dysfonctionnements cellulaires (Brignon, 2006).

L'homme est principalement exposé aux HAP par voie orale, plus précisément par la voie digestive via son alimentation, ou bien par la voie pulmonaire (pollution atmosphérique) (Doonaert et Pichard, 2003).

Enfin ces composés sont considérés comme toxiques, si bien que l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a défini une liste de 16 HAP prioritaires, qu'il est nécessaire de quantifier dans toute étude écotoxicologique. Cette préoccupation est née du fait de leurs propriétés cancérogènes ; c'est le cas tout particulièrement du benzo[a]pyrène, du benzo[a]anthracène, du benzo[b]fluoranthène, de l'indénol[1,2,3-c,d]pyrène et du benzo[g,h,i]pérylène (Jaouen Madoulet et al. 2000). Les études restreintes à l'évaluation de la toxicité des HAP, ne peuvent donc en aucun cas rendre compte de la toxicité d'une nappe de pétrole dispersé.

2.7. Les niveaux de concentration de HAP dans l'environnement :

2.7.1. HAP dans l'atmosphère :

L'atmosphère est le plus important moyen de dispersion de HAP, il reçoit la majeure partie de la charge environnementale en HAP. Les HAP étant omniprésents dans l'environnement.

Les HAP sont émis dans l'atmosphère principalement de la combustion incomplète de la matière organique. Les sources de combustion peuvent être soit naturelle ou anthropique. Les sources naturelles comprennent les volcans et les incendies de forêt, alors que les sources anthropiques sont l'échappement des véhicules, les feux agricoles, les centrales électriques, les usines de coke, usines sidérurgiques, les fonderies et d'autres sources industrielles. Les HAPs ont tendance à être trouvés dans de plus grandes concentrations dans les milieux urbains que dans les milieux ruraux, car la plupart des sources de HAP sont situés dans ou à proximité des centres urbains. Une fois libéré dans l'atmosphère, les HAP se trouvent dans deux phases distinctes, une phase vapeur et une phase solide dans laquelle les HAP sont fixés sur les matières particulaires (Ravindra K., 2008, Wang Z., 2013, Zhang Y et al., 2009).

2.7.2. HAP dans le sol :

Les HAPs atmosphériques sont continuellement déposés à la terre par des procédés de dépôt sec ou humide. Certains de ces HAP sont des sources voisines, telles que l'échappement automobile de routes adjacentes. Dans le même temps, les HAP peuvent être ajoutés aux sols si les matériaux de remplissage contiennent des HAP. Lorsque les HAP sont déposés sur la surface de la terre, ils peuvent devenir mobile. Puisque la majorité des HAP dans le sol sera lié aux particules du sol (Masih A., 2006, Cachada A.,2012), les facteurs les plus importants qui influent sur la mobilité des HAP des particules dans le sous-sol seront la taille des particules fixées et la taille des pores de la gorge de sol. La gorge de sol peut être définie comme la plus petite ouverture trouvée entre les grains individuels du sol (Riccardi C et al,2009). Si des particules auxquelles les HAP sont sorbet ne peuvent pas se déplacer à travers le sol, le mouvement des HAP sera limité, car ils ont tendance à rester sorbet aux particules. La tendance des HAP à sorbet au sol dépendra à la fois des propriétés de la HAP et de sol. Par conséquent, la sorption des HAPs est l'un des processus qui régissent la mobilité des HAP du sol. De nombreuses études sur la corrélation entre le coefficient de partage avec les propriétés du sol ont montré que la teneur en carbone organique fournit habituellement les plus significatives corrélations (EPRI,2000).

2.7.3. HAP dans les sédiments :

Les HAP sont déposés sur l'environnement sédimentaire par des procédés similaires qui régissent le dépôt à la surface des sols. Dans les zones rurales, Là, ils sont dispersés par les courants et finissent par devenir intégré avec les sédiments. D'autre part, les sédiments à proximité des centres urbains sont influencés par les dépôts atmosphériques de HAP. Ils reçoivent également des entrées de HAP de la tempête et les effluents d'égouts sanitaires, ainsi que le ruissellement des routes. Finalement, certains des HAP seront fixés aux particules s' installent et deviennent partie des sédiments,. Cet enregistrement a été utilisé par plusieurs auteurs en examinant l'histoire des dépôts dans les carottes de sédiments pour déterminer les tendances de l'entrée des HAP dans l'environnement. Une fois que les HAP sont incorporés dans les sédiments, ils sont un peu immobile parce que leurs structures non-polaires les empêcher de se dissoudre dans l'eau. Néanmoins, les HAP ne sont pas complètement insoluble, en particulier les HAP de faible poids moléculaire.

La présence de colloïdes organiques de l'eau interstitielle peut augmenter les concentrations de HAP au-delà de leur solubilité aqueuse

Ainsi, la sorption de colloïdes peut accroître la mobilité et la biodisponibilité des HAP dans les sédiments (Dong C et al,2012)

2.8.Problème de pollution pétrolière à Ouargla :

S'il est un pays où la pénurie d'eau commence à menacer, c'est bien l'Algérie où les zones arides constituent plus de 90 % du territoire. Avec des ressources en eau renouvelable de moins de 1 000 m³ d'eau douce par habitant soit le seuil minimum calculé par l'Unesco, l'Algérie fait partie des terres du globe les plus sèches dans les prochaines années. Or, depuis plus de 12 ans, une pollution d'eau sans précédent fait planer des risques de disparition sur Ouargla, l'un des plus grands oasis sahariens, mais aussi sur la nappe d'eau profonde dite du "Sahara Septentrional". Cet aquifère de 800 000 à 900 000 km² (près de 2 fois la surface de la France), partagé entre l'Algérie, la Libye et la Tunisie, se trouve à une profondeur de 1 000 à 2 000 mètres environ et est constitué d'une "eau fossile" car son temps de renouvellement est si long que les experts considèrent qu'il s'agit d'une eau non renouvelable.

L'agriculture a pu s'y développer à la région de Ouargla grâce à la présence de la nappe phréatique dans laquelle toute la ville puise.

En dehors de cette ville née de la course à l'énergie, c'est le désert à perte d'horizon surmonté au loin de longues tiges grises : les forages pétroliers qui parsèment la région et assurent environ 50 % de la production nationale.

➤ Pollution des eaux

La qualité de l'eau de la nappe phréatique et parfois celle de la nappe profonde, se trouve aujourd'hui menacée par les polluants, d'origine industrielle (CHALBAOUI,2000).

La pollution de l'eau; c'est un déversement, écoulement, rejet, dépôts directs ou indirects de matières de toutes natures, susceptibles de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux, en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques, qu'il s'agisse d'eaux superficielles, souterraines ou même dans la limite, des eaux territoriales (FAURIE et al,1998).

« La mort des chameaux sur les routes, à cause de l'excès de vitesse ou par enlisement dans les bourbiers pétroliers abandonnés en l'état par Sonatrach, est devenue un phénomène habituel. »
(El watan journal,2004).



Figure 2.4. Décès des chameaux à cause de pollution des ressources naturels par le pétrole à Ouargla (février 2016)

« ..., la plainte est envoyée au gouverneur de Illizi, par des associations d'éleveurs de chameaux à Ain Amenas, à cause de phénomène de la mort de chameau par l'entrée des bassins des sites pétroliers, dans les régions de Ohant et Tin Foy Tpennekort (Taafti), le comité d'état de surveillance des établissements a inspecté ces sites....En plus, une fuite de pétrole dans les ruisseaux des vallées de Tiffist et de Tin Foy et sur de longues distances, ce qui indique l'absence de suivi régulier du niveau des bassins, qui a causé la pollution des sols et de la végétation, ainsi que la menace pour les animaux domestiques et sauvages, et même les eaux souterraines dans la région ». (Echourouk journal, 2015).

Comme Ouargla est l'une des régions les plus riches en bétail, elle est la plus touchée par cette catastrophe aussi (figure 2.5) .



Figure 2.5 Mort des chameaux à cause de leur consommation des eaux souterraines polluées par le pétrole

Dans un autre numéro il été publié : *«Selon le président de l'Association sahraouie de reproduction des chameaux déclara au Echourouk 300 chameaux ont péri entre l'été de l'année précédente et jusqu'à aujourd'hui....Les reproducteurs des chameaux ont demandé l'exécution de décret exécutif n ° 06.198 du 31 mai 2006, qui oblige les entreprises pétrolières de la réalisation d'un couvercle en plastique approprié pour isoler les eaux souterraines des fuites de pétrole au cours des forages dont les analyses ont prouvé la pollution en raison de l'exploration pétrolière non contrôlés des champs à cause de la négligence de certaines entreprises pétrolières responsables de la contamination des eaux souterraines par des fuites chargés de l'huile » (Echorouk journal,2014). (Voir annexe 1).*

Conclusion :

Les hydrocarbure aromatiques polycycliques (PAHs) sont des composés organiques qui sont des solide en grande partie sans couleur, blancs, ou jaune parle ils sont un groupe omniprésent de plusieurs centaines de composés chimiquement relatifs, ambiant persistant avec de diverses structures et toxicités diverses. Le pétrole contient de nombreux composés chimiques, notamment des hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène) et certains polycycliques (HAP). Les propriétés physico-chimiques des HAP varient beaucoup en fonction de leur masse molaire et donc du nombre de cycles benzéniques.

Chapitre 3
Interaction Sol-Hydrocarbures

Introduction :

Il est évident que les activités d'exploration de pétrole et de raffinerie ont largement contribué à la croissance économique partout dans le monde, en particulier en Algérie, mais au cours des dernières décennies, la région sud a souffert du risque pour la santé humaine et de l'écosystème à la suite du déversements de pétrole, les fuites de produits pétroliers et d'autres effluents générés par l'exploration de pétrole brut .

3.1.Le Sol:

Le sol existe sous de nombreuses formes et ses définitions sont différentes selon l'application. Les scientifiques du sol l'identifient comme la matière minérale non consolidée sur la surface immédiate de la terre qui a été soumise et influencée par des facteurs génétiques et environnementaux. D'autre part, l'ingénieur définit le sol comme la masse du manteau non consolidée de roches altérées et de matériaux en vrac située au-dessus de la roche solide (William BJ ,2007). La définition du sol possède un matériau de terre non consolidée composant les couches géologiques superficielles constitué d'argile, de limon, de sable, et des particules de taille de gravier (Ehrman T, 1994). Le sol est " la couche de minéraux et de matières organiques, d'une épaisseur de centimètres à un mètre, sur la surface de la terre .Ses composantes sont la roche, les matières minérales et organiques, de l'eau et de l'air" (U.S.EPA,2003). Les sols diffèrent dans le rapport de ces composants et les propriétés mécaniques d'où sont en grande partie déterminées par la taille des particules et influencent fortement le comportement des agents polluants comme les hydrocarbures. la porosité du sol et la perméabilité déterminent la facilité d'écoulement de l'eau à travers elle.(figure 3.1).

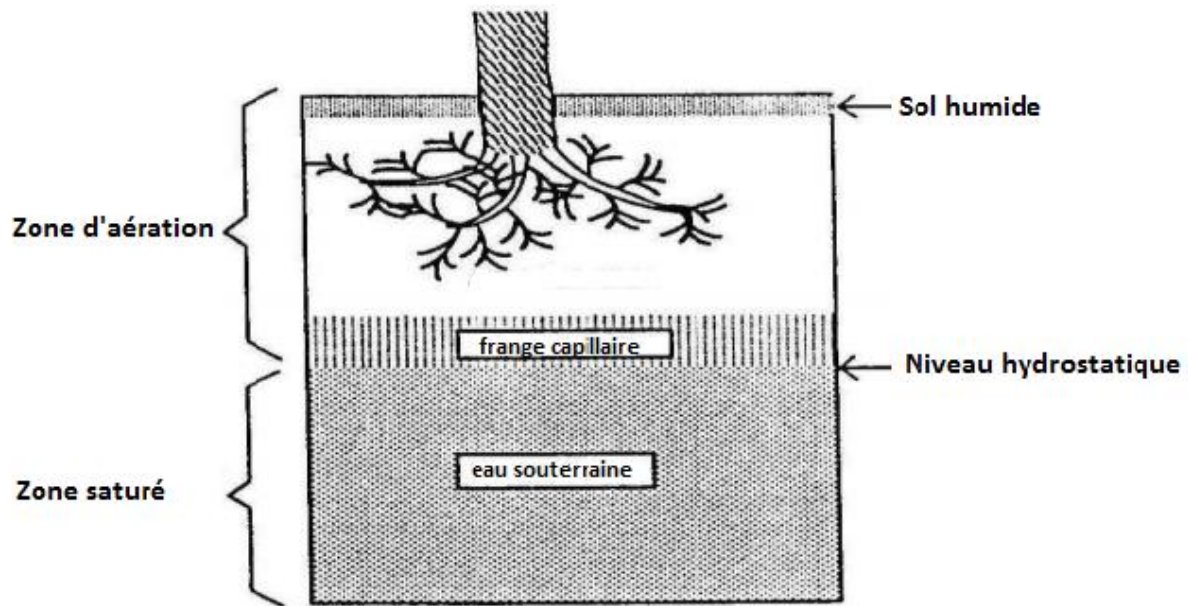


Figure 3.1 Nature de sol et distribution des eaux souterraine (API, 1992).

La région générale dans laquelle l'eau est maintenue est appelée la zone d'aération, il est appelé vadose (non saturée). À des profondeurs plus faibles, des quantités suffisantes d'eau vont remplir les vides pour produire une zone de saturation, le niveau supérieur de ce qui est de la nappe phréatique. L'eau dans la zone de saturation est appelée eau souterraine (figure 3.1). La tension superficielle de l'eau est tirée légèrement au-dessus de la nappe phréatique à une région connue sous le nom de la frange capillaire (API, 1992). Enfin, les contaminants se taillent leur voie par lessivage dans le sol, entrent en contact avec le sol et l'eau de la nappe phréatique, puis déversent son contenu dans les canaux, les lacs, les rivières et la mer. Le sol n'est pas un environnement simple, beaucoup de facteurs chimiques, physiques, biologiques et géologiques contaminent interagissent pour modifier sa composition.

3.2.PROPRIETES PHYSIQUES ET CHIMIQUES DU SOL :

3.2.1. Propriétés physiques

➤ *Texture :*

La texture est une propriété intrinsèque du sol qui reflète la part respective des constituants minéraux de la terre fine (< 2 mm) en fonction de leur taille. On parle de composition granulométrique. La texture est une propriété stable (évolution seulement à long terme) mais influence directement la structure du sol (Gobat et al., 2003) et donc son fonctionnement

hydro-structural (CASDAR, 2011). Les sols sont classés suivant leurs proportions relatives en particules argileuses, limoneuses et sableuses.

La texture constitue un caractère fondamental du sol, car elle influe sur :

➤ ***La perméabilité :***

la perméabilité est indépendante du taux de la matière organique. Le critère retenu pour mesurer la perméabilité est la vitesse de percolation de l'eau exprimée en cm/heures. Le taux élevé de la matière organique (MO) n'implique pas forcément une bonne perméabilité. Cependant, son degré de décomposition a une influence sur ce dernier, plus la MO est décomposé, plus la perméabilité est faible et vice - versa (Redlich et Verdure, 1975).

➤ ***La rétention de l'eau :***

sous forme de vapeur ou liquide, l'eau occupe environ un quart du volume d'un sol, quand ce dernier est saturé, l'eau qui percole à travers une tranche du sol le fait sous l'influence de la gravité (Koller, 2004). La teneur en air est complémentaire de la teneur en eau, puisque ces deux fluides se partagent l'espace poreux (Ould Rabah, 2012).

➤ ***Structure :***

La structure, résultant de l'assemblage des micro- et macro-agrégats du sol, de l'activité biologique et des variations climatiques, varie quant à elle à court terme. Les agrégats sont un assemblage de constituants solides, minéraux et/ou organiques. La structure détermine d'abord la porosité et la circulation de l'eau dans les sols (CASDAR, 2011).

3.2.2. Les propriétés chimiques du sol :

➤ ***Potentiel d'hydrogène***

Le pH du sol donne une indication sur la concentration en protons qui est fixée par les échanges ioniques avec la phase solide dans les conditions de la mesure (Calvet, 2003).

➤ ***Capacité d'échange cationique***

La capacité d'échange cationique (CEC) est la mesure chimique permettant d'approcher la capacité du sol à fixer de façon réversible les cations échangeables (Li^+ , Na^+ , NH_4^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Al^{3+}) (Baize, 2004). Les cations sont liés aux feuillets d'argile par des forces de nature électrostatique et possèdent la propriété d'être échangeable. Ces cations échangeables

se fixent à la surface des feuillets et assurent la liaison entre eux. L'intensité de ces liaisons dépend de la valence de ces cations. La valence est probablement le facteur déterminant dans la capacité d'échange ou remplacement des cations plus élevé qui peuvent remplacer facilement les cations de valeurs plus faibles (Wakim, 2005).

3.2.3. Microbiologie du sol

La diversité des micro-organismes du sol est immense : on compte par gramme de sol jusqu'à 10 000 souches différentes, dont 90 % sont encore inconnues (Girard et al 2005). Sans limitation des facteurs écologiques, comme la nutrition ou la prédation, les bactéries occuperaient le volume de notre galaxie (Gobat et al., 2003).

3.3. Généralité sur les sols et l'eau contaminées dans la région aride :

Les produits pétroliers ont été identifiés comme étant l'un de plusieurs contaminants des sols et des eaux dans le monde entiers (**Figure 3.2**).

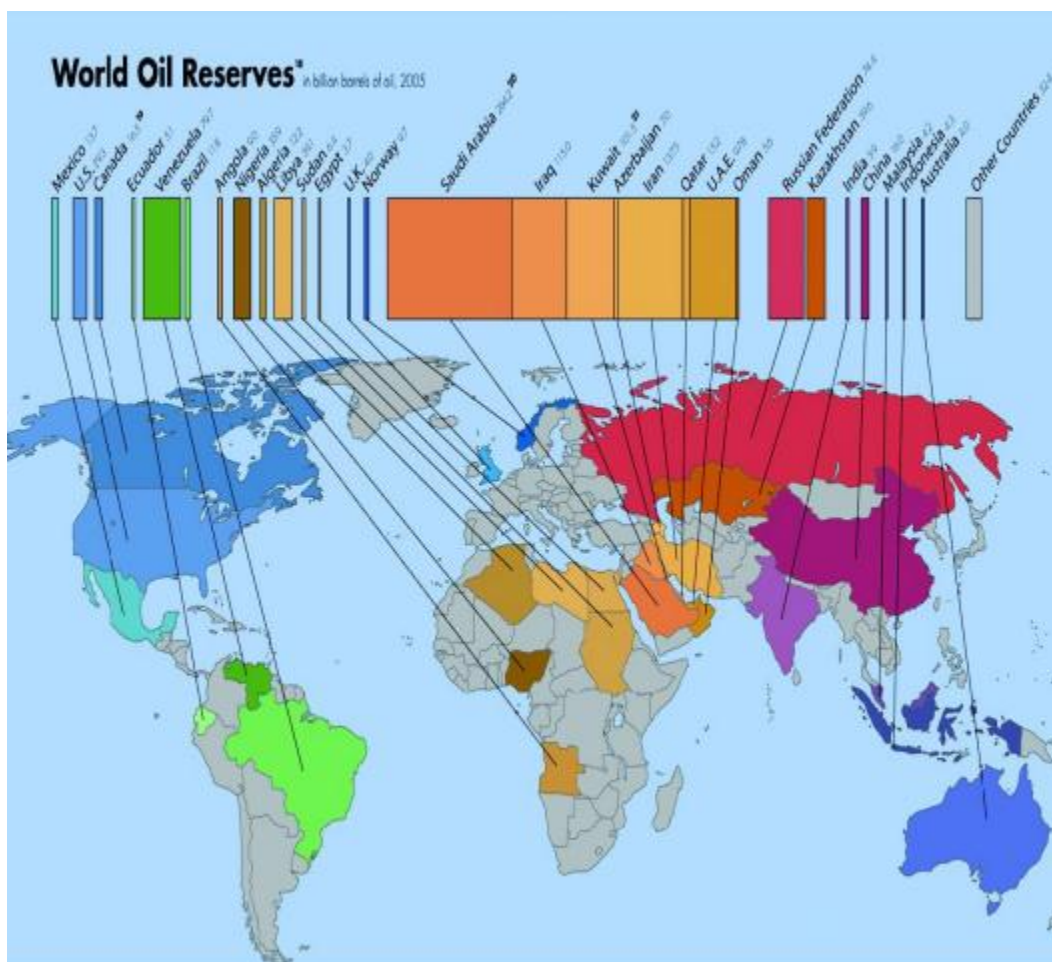


Figure 3.2. Production et réserves mondiales de pétrole brut (USGS, 2011)

Le pétrole et les produits pétroliers ont été les produits chimiques les plus couramment utilisés dans les zones d'exploration pétrolières. Le sol et l'eau sont les principaux milieux environnementaux qui agissent comme réservoirs chimiques pour le piégeage et le stockage des contaminants libérés des activités biogènes, tératogènes et anthropiques du secteur pétrolier.

Toutefois, la contribution anthropique l'emporte sur les apports d'autres sources. La source tératogène comprend l'action chimique, l'ionisation ou un virus qui modifie ou interrompt le développement normal ou d'une malformation de l'embryon ou du fœtus à la naissance. Sans aucun doute, les sols sont de bons compartiments de l'environnement pour enregistrer les modèles de distribution de ces contaminants comme ils pénètrent dans la profondeur du sol.

La fréquence, l'ampleur et la gravité des problèmes de santé environnementale causée par la contamination de pétrole dans la région sud-est à un besoin urgent d'attention à donner à la remédiation. Par conséquent, la tâche majeure face à ce phénomène se trouve sur l'identification, l'évaluation et l'assainissement des sites contaminés par les hydrocarbures et un suivi des actions et des observations relatives à la santé. Il est clair à partir du point de vue analytique que la qualité de l'évaluation des risques et les chances pour une dépollution du sol réussie dépend de la force de la caractérisation [Hokstad JN, et al., 2000].

3.4. Impact de pollution environnementale par l'hydrocarbure:

Il est très important d'étudier les propriétés des sols contaminés par le pétrole (Jia, 2011). Selon (Tuncan et Pamukcu, 1992), une fois les hydrocarbures entrent en contact avec le sol, ils modifient ses propriétés physiques et chimiques. Le degré d'altération dépend du type de sol, la composition spécifique de l'hydrocarbure déversé et la quantité déversée. Une fois qu'un déversement ou une fuite se produit, le liquide hydrocarboné, par gravité, se déplace vers le bas dans les eaux souterraines, saturant partiellement le sol dans sa voie. Après avoir atteint la nappe phréatique (figure 3.3), ce liquide peut se propager horizontalement par la migration dans la zone capillaire, ainsi saturant davantage le sol (Tuncan and Pamukcu, 1992).

En général, les hydrocarbures sont plus visqueux que l'eau donc ils se déplacent relativement plus lentement dans les eaux souterraines. Des hydrocarbures peuvent être piégés et bouchés, ce qui réduit le volume des pores et peuvent conduire à une réduction de la conductivité hydraulique des sols contaminés (Khomehchian et al., 2007).

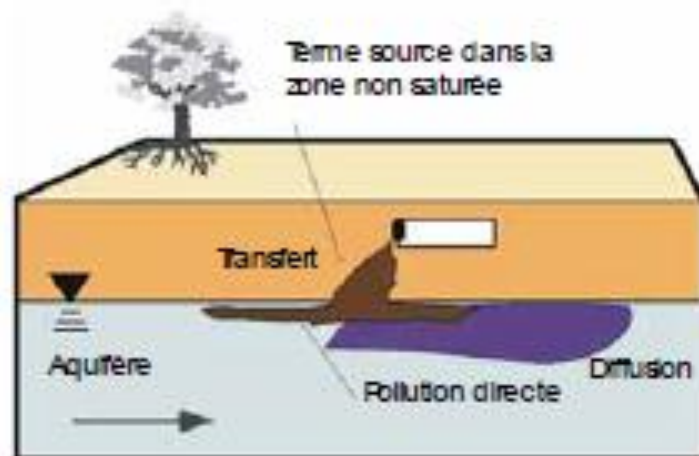


Figure 3.3. Transfert d'un polluant depuis une source située dans le sol vers la nappe

(Newell and O'Connor, 1998)

La contamination des sols par des hydrocarbures est l'un des problèmes les plus fréquemment rencontrés par les environnements. Les fuites des réservoirs de stockage souterrains dans les stations de ravitaillement est la raison la plus courante, mais d'autres sources de contamination d'hydrocarbures légers sont les raffineries et les installations de production (Aikman et al., 2002).

Selon Rahman et al. (2010), le déversement de pétrole dans le sol ne touche pas seulement l'écosystème, mais aussi la sécurité des ouvrages de génie civil. La dépollution du sol contaminé par des hydrocarbures est un travail compliqué en raison du coût élevé et des limitations dans la disposition du sol excavé. Encore une fois, le manque d'une bonne gestion du pétrole désaffecté et le déversement illégal d'autres composants d'hydrocarbures dans de nombreux pays en développement ont contribué au problème de pollution des sols et des nappes phréatiques. En effet, un hydrocarbure peut soit rester à proximité de la source de la fuite ou la migration dans le système des eaux souterraines ou absorbé sur les grains du sol en tant que liquide résiduel immobile. Aussi les propriétés des sols et les changements de chemin de migration dans la composition et les propriétés des substances de migration contrôlent le taux de migration (Rahman et al., 2010b).

3.5. Physico-chimie de l'interaction sol-polluant :

La compréhension du devenir physico-chimique d'une molécule xénobiotique susceptible d'être véhiculée par l'eau implique de déterminer en quelles quantités cette molécule va se partager entre les différentes phases du sol, mais aussi de quelle manière et à quelle vitesse

elle le fera. Le sol est un système complexe constitué de quatre phases (Figure 3.4) : les phases aqueuse, gazeuse, solide organique et solide inorganique.

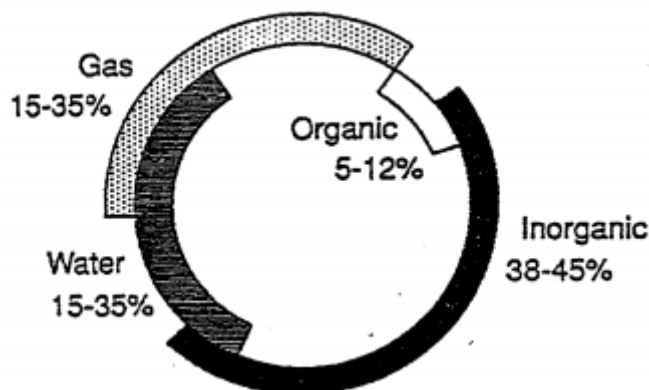


Figure 3.4. Les différentes phases du sol, composition volumétrique typique (Sims et al., 1990).

Le gaz et l'eau, que l'on trouve dans les pores du sol, représentent environ 50% (en volume) d'un sol typique. Un constituant organique pourra se trouver dans ces deux phases en proportions variables selon sa solubilité et sa tension de vapeur.

3.6. Influence de la structure de la molécule et des liaisons mises en jeu sur l'adsorption :

L'adsorption d'une molécule organique sur un sol est directement liée à sa structure. Cette structure détermine en effet les propriétés globales de la molécule comme son volume moléculaire, son hydro solubilité, son coefficient de partage octanol/eau, sa pression de vapeur saturante, qui influencent le comportement adsorbant global du produit (Dragun, 1988).

3.6.1. Le volume moléculaire

En général, plus une molécule est grosse, plus elle a tendance à exister à l'état adsorbé, et plus la contribution des forces de Van der Waals au potentiel d'adsorption est grande. Ces forces entraînent la formation de liaisons faibles (2 à 4 kJ/mol) et sont dues essentiellement à des forces de dispersion électronique et d'interaction dipôle-dipôle ou charge-dipôle. Elles sont dues aux mouvements synchrones des électrons de deux molécules adjacentes entraînant la formation d'une attraction électrostatique faible, constante. Aussi, bien que les dipôles instantanés ou induits soient en mouvement sur la surface de la molécule polluante et sur la

surface du sol, le résultat est une attraction entre la molécule et la surface du sol. En règle générale, les forces de Van der Waals représentent le phénomène d'adsorption prédominant dans les sols non sableux lorsque le poids moléculaire du produit chimique est supérieur à 400 ou 500. (Dragun, 1988). Des recherches ont montré que certains produits chimiques (HAP par exemple) se lient à des macromolécules organiques dissoutes comme les acides humiques, fulviques ou la matière organique (Landrum et al., 1984; Chiou et al., 1986). Mais il est important de souligner que, dans la plupart des systèmes sol-eau, ces macromolécules ne sont pas mobiles. Elles sont largement adsorbées sur les sols en grande partie par l'intermédiaire des forces de Van der Waals (Dragun, 1988).

3.6.2.L'hydrophobie

L'hydrophobie est définie comme la migration préférentielle et l'accumulation d'un produit organique dans des solvants hydrophobes ou sur des surfaces hydrophobes, comme la matière organique du sol, par rapport à des solvants aqueux ou des surfaces hydrophiles. Il y a formation de liaisons hydrophobes entre le produit et le sol. Ces liaisons correspondent donc à des processus de partition de molécules hydrophobes entre la phase aqueuse et la phase organique du sol. Certains auteurs assimilent ces interactions à des phénomènes de solvation (Chiou et al., 1979) survenant dans tous les sols où le taux de matière organique est suffisant pour bloquer tous les autres mécanismes, en particulier ceux se déroulant au contact des argiles (Green and Karickhoff, 1990).

3.6.3.L'ionisation

L'aptitude des molécules à être ionisées modifie beaucoup les mécanismes intervenant dans les processus de rétention : une molécule ionisée donne facilement des interactions électrostatiques (répulsives ou attractives, selon le cas) en raison des très nombreux sites ionisés présents dans la phase solide des sols. Les sols possèdent en général plus de surfaces négatives que de surfaces positives ; les cations organiques peuvent donc être retenus par les charges du sol. Deux classes de molécules interagiront avec le sol selon des mécanismes différents : les molécules ionisables (acides faibles et bases faibles) qui pourront s'adsorber par des mécanismes ioniques (Koskinen and Harper, 1990), et les molécules non ionisables, souvent hydrophobes, qui se partageront entre l'eau et la matière organique du sol (Chiou et al., 1979). Pour les molécules pouvant être chargées négativement ou positivement selon le pH. le pI (point isoélectrique) permet de décrire l'effet du pH sur leur adsorption sur les

surfaces du sol : si le sol est chargé négativement, alors pour $\text{pH} > \text{pI}$ où la molécule est négative.

3.6.4. Les liaisons hydrogène

Les liaisons hydrogène sont le quatrième facteur affectant l'adsorption des produits chimiques sur les sols. Ces liaisons correspondent à des interactions dipôle-dipôle d'énergie (de 20 à 40 kJ/mole) supérieure aux interactions de Van der Waals. L'atome d'hydrogène, électropositif, sert de pont entre deux atomes électronégatifs : il est lié à l'un des atomes par une liaison covalente, et au deuxième par une liaison électrostatique. Trois types distincts de liaison hydrogène peuvent avoir lieu entre les molécules organiques et le sol. Dans le premier type, la formation de la liaison hydrogène est réalisée par la liaison d'une molécule organique polaire avec un cation adsorbé par l'intermédiaire d'une molécule d'eau (cation hydraté) : $\text{Sol}-(\text{Mn}^+)-\text{OH}-\text{H}\cdots\text{O}=\text{C}-\text{R}_2$. Ce type de liaison a été mis en évidence pour de la montmorillonite contenant de la pyridine, de l'acétone, de l'acide benzoïque, du nitrobenzène, des amides et des polymères organiques (Farmer and Mortland, 1966). Le deuxième type de liaisons hydrogène peut exister entre un cation organique adsorbé et une autre molécule organique : $\text{Sol}-(\text{R}_3\text{NH}^+)\cdots\text{O}=\text{C}-\text{R}_2$. Dans l'exemple donné, une amine adsorbée forme une liaison hydrogène avec l'oxygène d'un groupement carboxyle. La troisième catégorie de liaisons hydrogène a lieu entre les fragments d'une molécule organique et l'oxygène ou/et les groupements hydroxyle à la surface des particules de sol (Davis and Hardin, 1976). Ce type de liaisons hydrogène est bien plus faible que la première catégorie quand elles impliquent des molécules organiques plutôt petites.

3.6.5. La coordination

La coordination est la formation d'une liaison forte entre une molécule organique donneuse d'électrons et des cations adsorbés accepteurs d'électrons. Le résultat net est un recouvrement partiel des orbitales et un échange partiel de la densité électronique. Les liaisons de coordination s'établissent entre des atomes donneurs d'électrons (S, N, O) contenus dans la molécule, des molécules organiques riches en orbitales de type p, et des métaux de transition (Fe, Al, Ca, ...etc). Ces liaisons mettent en jeu des énergies très élevées.

3.7. DYNAMIQUE DES HAP DANS LE SOL:

3.7.1. Principaux mécanismes réactionnels

Après introduction du polluant organique dans le sol, plusieurs mécanismes, telles que l'absorption, l'adsorption, la désorption et la diffusion peuvent être mis en jeu (Figure 3.5).

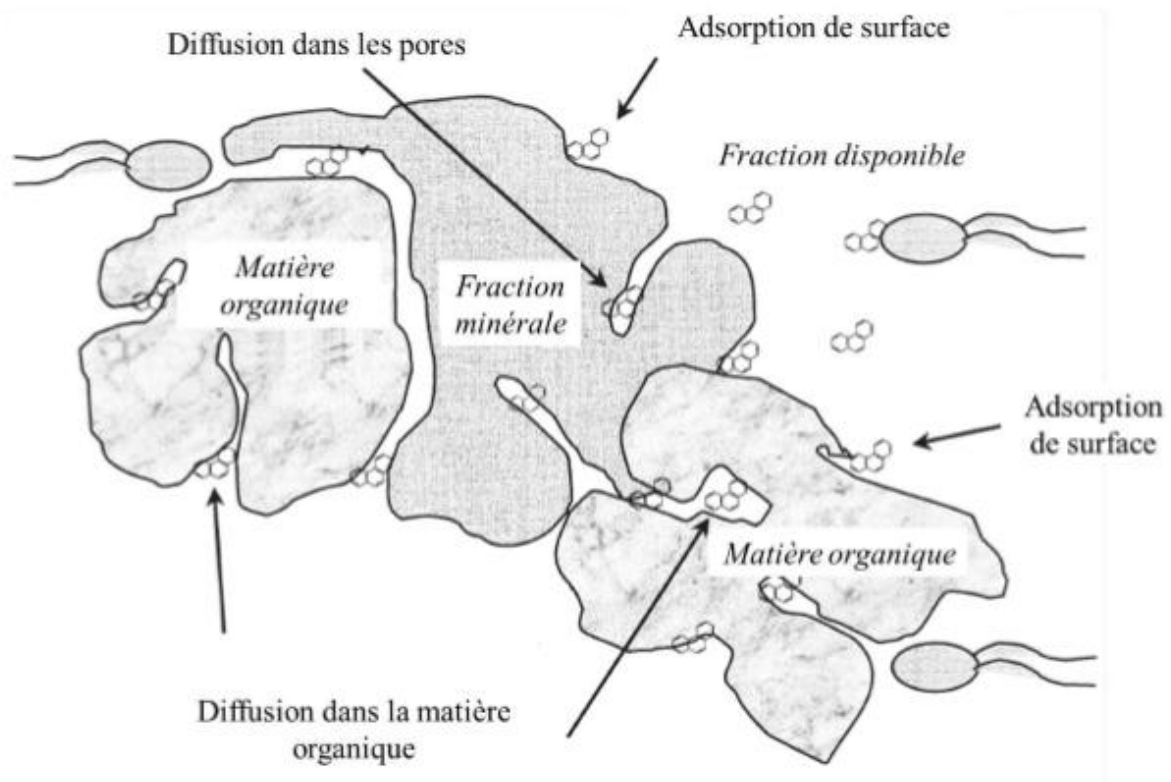


Figure 3.5. Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol

(Semple et al. 2003)

L'absorption caractérise le transfert d'une espèce chimique de l'extérieur à l'intérieur d'une phase solide, liquide ou gazeuse (Honeyman et Santschi 1988).

L'adsorption caractérise l'association d'une espèce chimique à la surface des composantes solides du sol par des liaisons faibles. Dans le cas des HAP, elle peut avoir lieu sur toutes les surfaces des différentes phases solides du sol ; minime sur les particules minérales, elle est très importante sur la MO (Murphy et al. 1990).

Son mécanisme inverse est la désorption, qui permet le passage des HAP adsorbés en phase aqueuse. Mais la désorption est souvent plus lente que l'adsorption, ce qui traduit un phénomène d'hystérèse (Pignatello et Xing 1996; Alexander 2000). Il est également possible qu'une fraction des HAP ne soit pas désorbée et persiste ainsi dans le sol (Hatzinger et al., 1995). La fraction de HAP non désorbée augmente avec le temps de contact avec le sol, ce mécanisme est appelé «vieillessement » (Hatzinger et al. 1995).

Les travaux de Karickhoff (1981) montrent que les HAP suivent un isotherme de sorption linéaire à faibles concentrations, dont la pente est le coefficient de partage K_d qui dépend de la fraction de matière organique (f_{oc}) dans la matrice :

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc} \quad (\text{Equation 1})$$

où est le coefficient de partition de la molécule entre la MO et l'eau, considéré comme le principal paramètre pour décrire le transfert et le devenir de la molécule dans le système sol-eau (Chiou et al. 2001; Nguyen et al. 2005).

Le K_d peut être prédit par les propriétés chimiques de la molécule considérée, telle que son hydrophobie (Nguyen et al. 2005) :

$$\text{Log } K_{oc} = 1,14 \log K_{ow} - 1,02 \quad (\text{Equation 2})$$

La diffusion est un mécanisme de transfert qui est contrôlé par le gradient de concentration. Il constitue un processus majeur de séquestration des composés organiques à l'intérieur des particules du sol (Pignatello et al. 1996; Semple et al. 2003). L'élément peut diffuser dans les particules du sol (minérales ou organiques) ainsi que dans la porosité formée entre les particules solides. Une fois piégés, les composés organiques s'adsorbent sur les parois. La cinétique de diffusion est lente, limitant ainsi le transfert. Ces deux effets (séquestration et vitesse de transfert limitée) contribuent à réduire l'accessibilité des HAP pour les micro-organismes et les racines de la plante.

3.7.2. Transfert et évolution des polluants

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il s'écoule des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les volumes infiltrés peuvent donc être très

importants. Le milieu souterrain intègre successivement tous les événements polluants, et les nuisances peuvent se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution. Les bactéries sont retenues dans les premiers centimètres du sol. Les virus sont en revanche plus mobiles et peuvent contaminer la nappe sous-jacente.

Le temps de transfert d'un polluant chimique à la nappe varie de quelques jours à plusieurs années. Il dépend principalement de:

- l'épaisseur de la zone non saturée, c'est à dire la profondeur de la surface piézométrique.
- la perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration
- les caractères du polluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé (Jacques, 2002)

➤ **Caractéristique de la zone non saturée :**

Le soluté traverse la zone non saturée, et d'abord le sol, caractérisée par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et matières organiques. Les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, oxydes et hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Par suite du phénomène de désorption, les cations sont libérés progressivement. La pollution persiste dans l'eau souterraine, longtemps après l'introduction du polluant. Cette rémanence peut durer des mois, voire des années.

➤ **Caractéristique de la zone saturée :**

En zone saturée, la vitesse de propagation du soluté n'est pas identique à celle de l'eau souterraine. Elle dépend du type de polluant, en particulier de sa viscosité, et de sa concentration (phénomène de diffusion). Le débit de la nappe et les fluctuations de la surface piézométrique jouent également un rôle.

3.8. Transfert des polluants hydrocarbures dans le sol :

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol (humus). 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 à la nappe.

Grâce à ses 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.

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 aux nitrates de la nappe.

3.7.1. 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 à une concentration proche de la saturation. 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 (Jacques, 2002).

Le degré de saturation du sol avec de l'eau aura une influence sur le taux de pénétration du pétrole brut dans le sol. Plus l'eau sature le sol, plus grande est la surface et plus est la profondeur de pénétration de l'huile dans le sol. Plus le pourcentage d'huile évaporée de la piscine plus limité est le volume de pénétration en surface par de l'huile et plus petite est la profondeur du sol contaminé (Gawdzil, and Zygadlo, 2010).

Les teneurs des fractions solubles du produit polluant évoluent avec le temps et la distance de la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement direct par l'eau), de la

dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les grains du terrain, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformations chimiques de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, complexion avec d'autres substances, biodégradation des molécules organiques.

3.7.2. Evolution en milieu saturé :

Une fois la surface piézométrique 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 du 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).(figure 3.6).

La dilution est d'autant plus importante que le débit de la nappe, la vitesse ou la transmissivité sont élevés. La vitesse d'écoulement est assez lente en aquifère homogène, mais peut être extrêmement rapide en milieu karstique.

Selon (Youdeowei, 2012), 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).

Il faut distinguer les éléments chimiques solubles des insolubles plus légers ou plus lourds que l'eau, et les polluants bactériologiques.

La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlée 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.

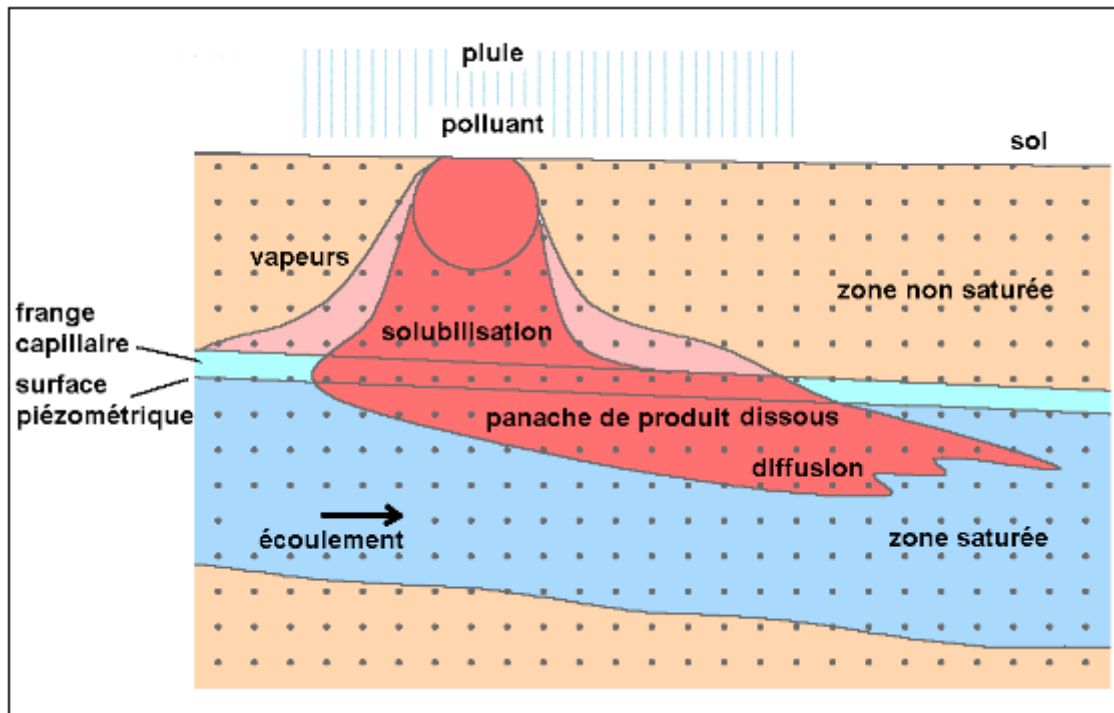


Figure 3.6. pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe(Jacques, 2002)

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. Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent (figure 3.7). 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.

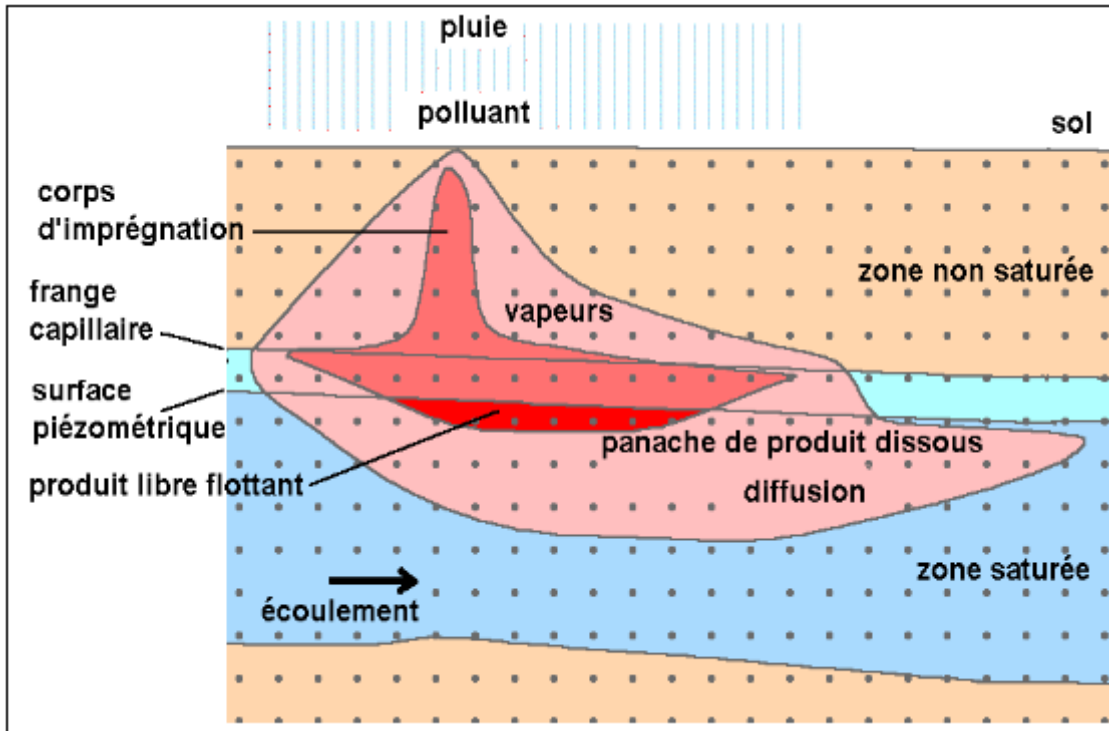


Figure 3.7. Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.(Jacques, 2002)

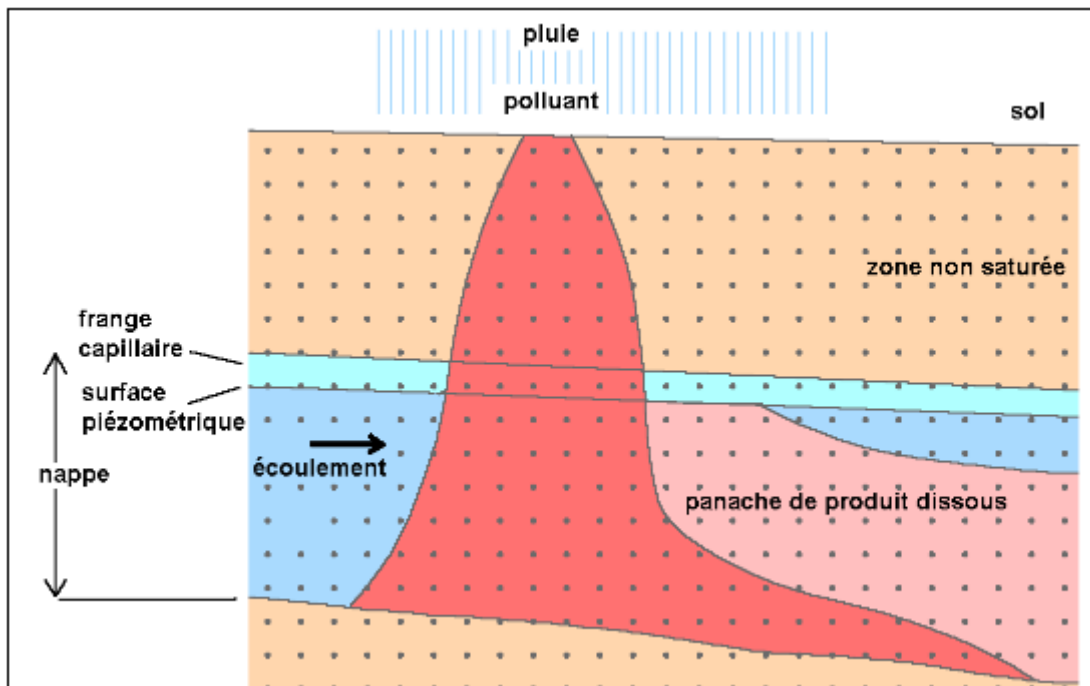


Figure 3.8. Pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau (Jacques, 2002).

Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux (figure 3.8). 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. (Jacques, 2002).

3.9. Paramètres influents sur l'infiltration d'hydrocarbure :

D'après (Youdeowei, 2012), tout matériau présentant des vides est poreux et les cavités sont reliées entre elles, puis elle possède la perméabilité. Perméabilité ou conductivité hydraulique est également la capacité d'un sol à effectuer ou décharger de l'eau sous un gradient hydraulique. Cela dépend de :

- la densité du sol
- le degré de saturation
- la viscosité
- la taille des particules.

Des matériaux tels que les argiles et de limons dans les dépôts naturels ont de grandes valeurs de la porosité (ou taux de vide), mais sont presque imperméable, principalement en raison de leur très petite taille vides.

Les déversements d'hydrocarbures sur une surface de sol perméable subissent trois processus principaux (écoulement de surface, infiltration et évaporation) qui contrôlent l'étendue du déversement et les impacts environnementaux ultérieurs. Le pétrole brut peut pénétrer profondément dans le sol en cas de déversement et l'infiltration d'hydrocarbures dans le sol dans une large mesure dépendent de la structure et les caractéristiques du sol, qui est, la porosité, l'humidité, et la teneur en matière organique.

Les principes de transport d'hydrocarbures advection sont la gravité et la capillarité. Les hydrocarbures se déplacent à travers le sol dans une condition d'écoulement à trois phases, le déplacement de l'air et de l'eau. L'Infiltration se réfère au processus initial de fluide (ou contaminant) le mouvement dans la zone non saturée à travers la surface du sol et la vitesse maximale à laquelle le fluide peut se déplacer dans le sol est appelé la capacité d'infiltration ou le taux d'infiltration potentielle. L'Infiltration du pétrole déversé est un mécanisme important par lequel des hydrocarbures dangereux peuvent polluer les eaux souterraines.

La plupart des huiles agissent comme des liquides non aqueux phase (NAPLs) et leur migration dans la zone non saturée est influencée par l'interaction entre l'air, l'eau et l'huile qui

occupe l'espace des pores. La zone vadose qui est la zone située entre la surface de la terre et de la nappe phréatique de l'aquifère a une teneur en humidité qui est inférieure au point de saturation et la pression est inférieure à la pression atmosphérique. Les produits chimiques libérés à ou près de la surface de la terre doivent passer à travers la zone vadose avant d'atteindre la nappe phréatique. La profondeur de la nappe d'eau (ce qui équivaut à l'épaisseur de la zone non saturée) est l'un des paramètres qui déterminent si un polluant atteindra la nappe d'eau lors d'un déversement de surface (Youdeowei, 2012).

3.10.L'écoulement des eaux souterraines ou de soluté (polluant) :

Selon la Grimaz et al. (2007), la variations dans les résultats de perméabilité du sol dans un écart par rapport à l'écoulement vertical gravitationnellement dominé; indique que l'hydrocarbure se heurte à des couches de matériaux moins perméable, ou si des matériaux avec des pores plus petits sont rencontrés, il aura tendance à circuler essentiellement dans la direction horizontale jusqu'à ce qu'il rencontre un chemin de moindre résistance.

La perméabilité d'un terrain pour un hydrocarbure et de l'eau est différente en raison des différences de viscosité. produit de migration verticale jusqu'à l'interface entre la zone non saturée et la zone saturée est remplie, et à ce moment, la phase sans solvant se soit propagé latéralement, continuer à travers la nappe phréatique verticalement DNAPL, ou une combinaison des deux. Aussi comme le pétrole brut se déplace à partir d'un site de déversement, il contamine le sol dans la zone vadose car ses composants sont en grande partie insoluble dans l'eau et moins dense que l'eau. Les hydrocarbures ont tendance à résider et à se propager le long de la nappe phréatique limite (Youdeowei, 2012). La zone insaturée ou vadose contient souvent de plus grandes quantités de matière organique que la zone saturée. La densité et la solubilité sont parmi les propriétés physiques primaires affectant le transport de liquides de phase séparées dans le sol et l'eau. Les variables possédés par le sol sont la capacité d'infiltration et la conductivité hydraulique et les variables possédés par le pétrole brut sont la densité, la viscosité et la tension interraciale.

Conclusion :

Un impact environnemental critique de l'industrie pétrolière est le déversement de produits pétroliers et connexes qui peuvent causer la contamination sévère du sol. La contamination de l'huile sur l'eau est relativement facile à recueillir et d'y remédier, cependant, lorsque les sols

sont contaminés avec de l'huile le processus est beaucoup plus longue et il peut y avoir des effets environnementaux importants.

Le transport à un endroit donné dépend de la perméabilité du sous-sol et le gradient de potentiel hydraulique. La distribution des hydrocarbures dans le sol dépend de la taille des pores entre les grains du sol et la pression des pores, de l'air, l'eau et les hydrocarbures occupent ces espaces poreux, dont Les deux variables du sol et du pétrole brut sont responsables de l'infiltration de pétrole brut et de la migration dans le sol pendant le déversement.

Chapitre 4
Matériels Et Méthodes

Echantillonnage et travaux de laboratoire (Partie I)

Introduction :

La zone d'étude est une zone agricole pleine de palmiers dattiers et d'autres agricultures. L'eau d'irrigation est extraite des nappes phréatiques par des puits traditionnels, utilisant le balancier. Leur nombre a décliné en raison du tarissement de la nappe, accéléré par l'introduction des premières motopompes.

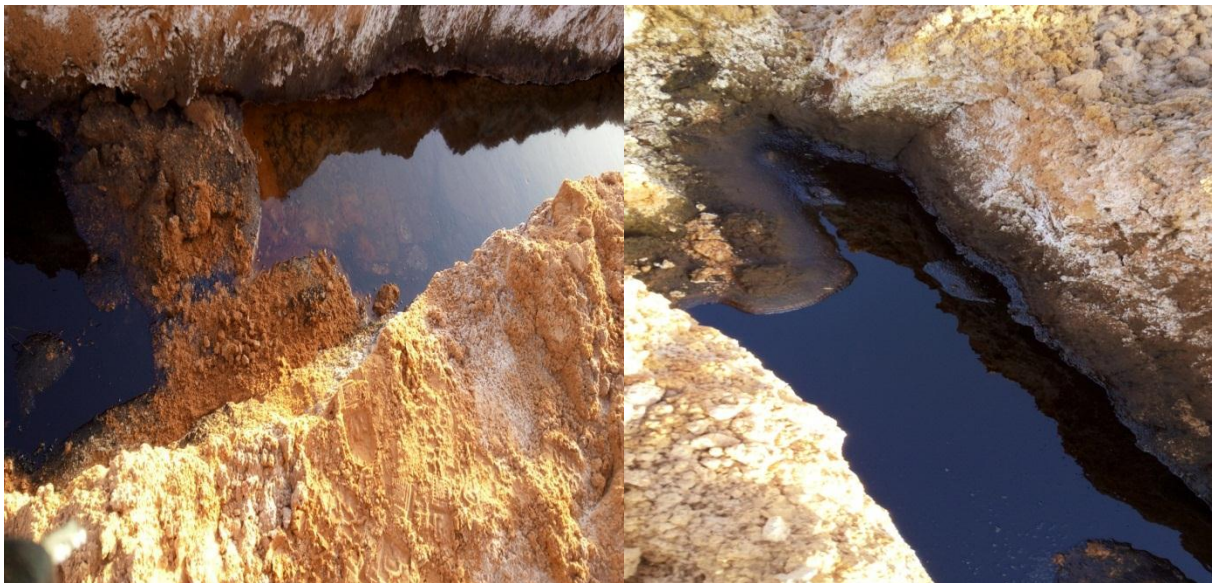
Une conduite du pétrole brute (pipe) s'est éclatée (en juin 2015), le déversement accidentel a pollué la nappe et les sols agricoles de cette région.

Les agriculteurs de la région ont découvert des traces de pétrole brut dans le sol de leurs fermes. Ces traces viennent d'un déversement accidentel du pétrole brut dans les parcelles cultivables depuis un temps inconnu. (figure 4.1).

Cette catastrophe a provoqué la dégradation des eaux et des sols en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques .

Malheureusement les services de l'environnement n'ont pas pris des mesures pour éliminer cette pollution des sols.

Nous avons jugé utile d'étudier quelques caractéristiques physiques et chimiques du sol pollués par les hydrocarbures.



(a)

(b)

Figure 4.1. (a), (b) : Pollution des sols de la région de N'Goussa après la catastrophe

4.1.1. Situation géographique de la zone d'étude :

La région d'étude se situe à la commune de Ouargla à 6 km de la région de N'goussa et à l'ouest de Ain moussa ; elle est contournée par des oasis et des zones d'agriculture. (figure 4.2)

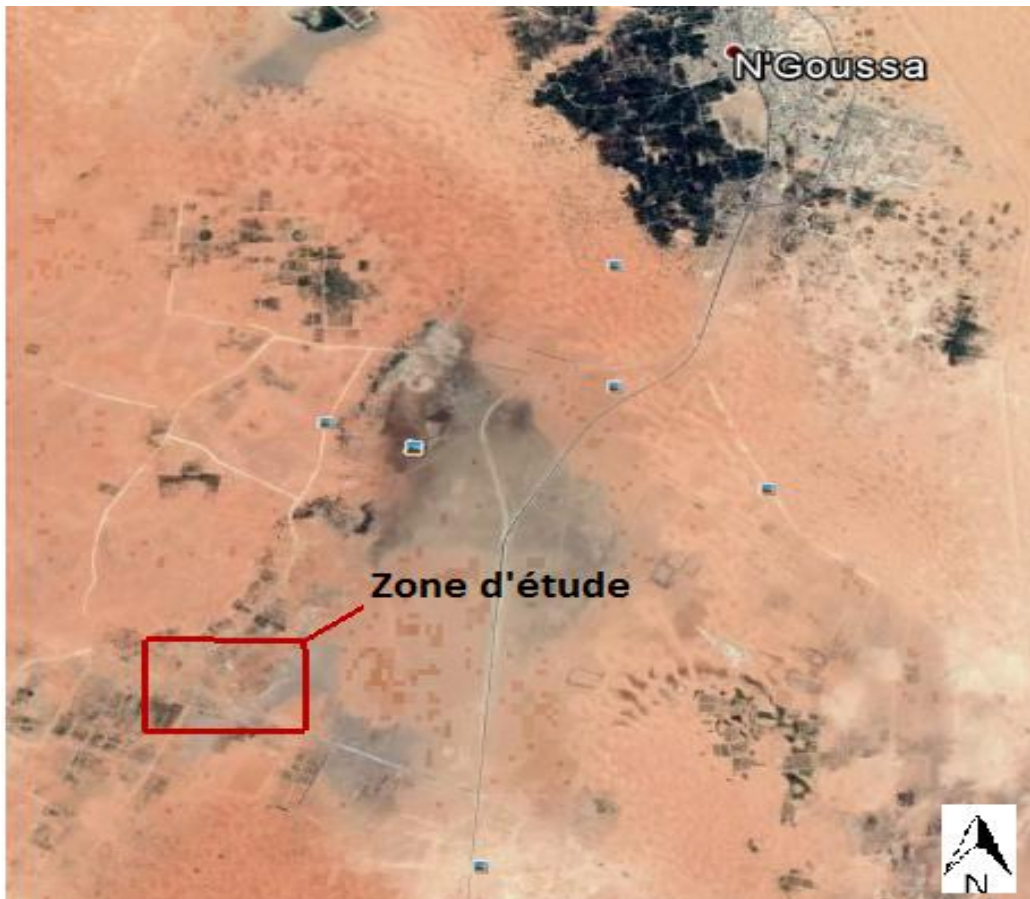


Figure 4.2. Localisation de la zone d'étude (Google earth,2016)

La région d'étude est située entre :

X=32° 5'54.43"N, Y= 5°16'46.42"E et

X= 32° 6'0.47"N , Y= 5°16'31.74"E.

La surface de la zone étudiée est estimée par 36000 m².

4.1.2. Matériels et méthodes :

Les travaux réalisés permettent de clarifier à la lumière des connaissances scientifiques et techniques l'état et les conséquences de la pollution des sols par le pétrole brut dans la commune près de N'goussa.

4.1.2.1.. Le Sable :

4.1.2.1.1..Choix des points d'échantillonnage : (maillage)

L'échantillonnage a été effectué en créant un maillage carré régulier de 20m pour chaque côté. Il est tracé sur « Google earth » pour aider à définir l'emplacement de chaque point de prélèvement. La surface du polygone est 3 hectares. La surface d'où il été pris les échantillons est estimé par 1 hectare. (figure 4.3).

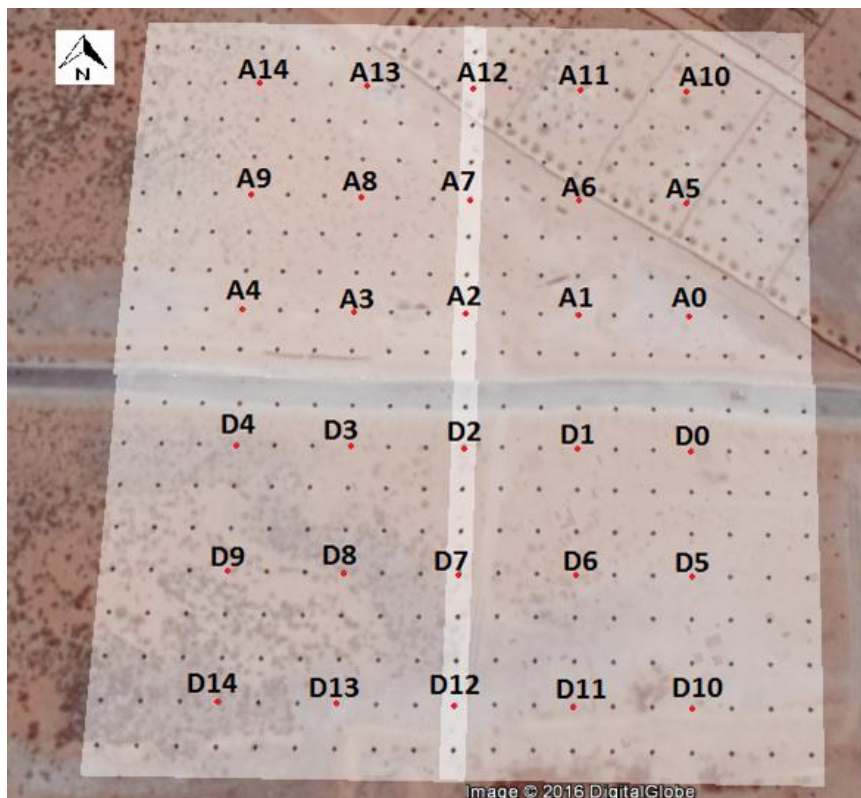


Figure 4.3. Les Points de maillage de la zone étudié

Les coordonnées des points ont été prises par l'appareil GPS « GARMIN map26Csx » (figure 4.3) , l'altitude et la longitude de chaque point sont prises sur terrain après la détermination des points d'après le maillage (tableau 4.1).

Tableau 4.1. Les Coordonnées géographiques des points de maillage

N° de Point	L'altitude	L'attitude	Longitude
A0	121m	32.09877856448763	5.27923643352379
A1	121m	32.09847966264604	5.279108918340358
A2	121m	32.09857856834002	5.278820393281693
A3	122m	32.09867742499524	5.278532325207779
A4	122m	32.09877856448763	5.278249216167228
A5	121m	32.09927502427401	5.279465006485009
A6	120m	32.09937122326971	5.279198646010772
A7	121m	32.09946317167371	5.278928239811281
A8	121m	32.09955790395725	5.278658866674125
A9	122m	32.0996529639212	5.278389880410761
A10	120m	32.09903404007333	5.279352063435157
A11	120m	32.09913006855465	5.279081424091241
A12	121m	32.09922562803153	5.278801774619342
A13	122m	32.09932098739164	5.2785277402819
A14	122m	32.09941978722814	5.2785277402819

N° de point	L'altitude	L'attitude	Longitude
D0	121m	32.09877856448763	5.27923643352379
D1	121m	32.09887413568914	5.278957061045279
D2	122m	32.09896929077807	5.278677536227567
D3	122m	32.09907155483111	5.278393916613333
D4	122m	32.09820463678948	5.278984800318678
D5	122m	32.09791420494551	5.278852880828566
D6	122m	32.0980155078916	5.278550963607422
D7	122m	32.09811703718511	5.278248577547431
D8	122m	32.09822278631727	5.277950059694594
D9	121m	32.09832483178673	5.277651337264341
D10	122m	32.09820463678948	5.278984800318678
D11	122m	32.09830339155671	5.27868757156299
D12	121m	32.09840196121893	5.27839962401986
D13	121m	32.0985038990369	5.278101934914194

4.1.2.2.L'échantillonnage :

Au début, et avant de commencer l'échantillonnage, on a éliminé une couche de 20 cm qui est déjà influencé par les facteurs climatiques externe (évaporation, pluie, ...etc.).

Pour des échantillons présentables , la prise d'essais doit être prélevé de la même altitude pour chaque point . Donc, on a supposé une altitude moyenne qui est 121 m.

Pour cette raison, on a tracé le profil en long de dénivelé pour chaque série horizontale des points successives . Par conséquence, là où il y a une altitude de 122m, on doit la rendre 121m comme altitude moyenne.

Les échantillons du sol ont été prélevé avec une tarière de (120cm) de longueur et d'un diamètre de (20 cm) (figure 4.4), qui doit être bien nettoyé après chaque prélèvement pour éviter la décontamination des autres prises dans l'échantillonnage qui suit (figure4.5).

On prend pour chaque prise trois échantillons en profondeur:

- 0 cm à 30 cm
- 30 cm à 60 cm
- 60 cm à 90 cm

-On vide la tête de tarière et on mets les échantillons de sable dans des sacs bien étiquetées (numéro de point, profondeur).



Figure 4.4 . Echantillonnage par la tarière



Figure 4.5. Dés-emplissage d'échantillon polluée

Chaque échantillon est mis dans un sac plastique , puis transporté au laboratoire et remis dans une boîte en verre pour le préserver à une température de 4°c au réfrigérateur.

On a remarqué la remonté de la nappe au niveau de la surface au mois d'Avril (figure 4.6).



Figure 4.6. Etat de la remontés de la nappe en quelque point d'échantillonnage
En mois d'Avril

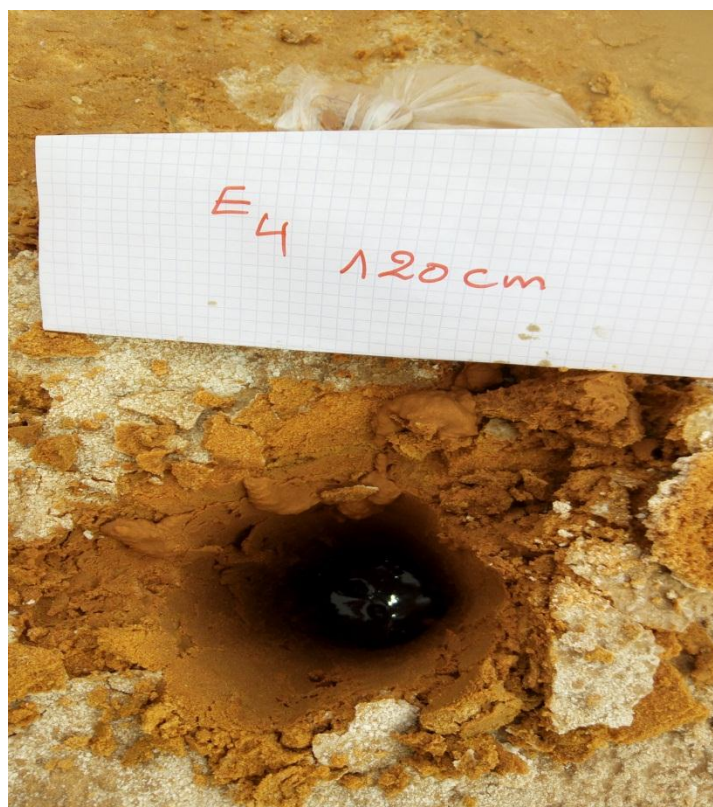


Figure 4.7. Prélèvement d'échantillon

4.1.2. 3. Les Analyses des prises en essais :

Des analyses pour les échantillons des sols ont été faites suivant des protocoles standards.

Pour préparer l'échantillon aux analyses, ce dernier est mis à l'étuve à 35°C pour être séché, puis on le passe au tamisage (2mm).

Chaque échantillon a subis 4 analyses :

a. Le taux de calcaire :

A l'aide du calcimètre de Bernard, on a déterminé le taux de carbonate de calcium à chaque prise (figure 4.8)



Figure 4.8. Calcimètre de Bernard

b. Le pH :

Les mesure de pH ont été effectuée par le pH mètre **HANNA HI 8424**, selon la norme AFNOR X 31-103 (AFNOR, 1994) par la mesure d'un extrait de sol de 1/5 (rapport masse/volume) après l'agitation de 1 heure et décantation. (photo 4.9).

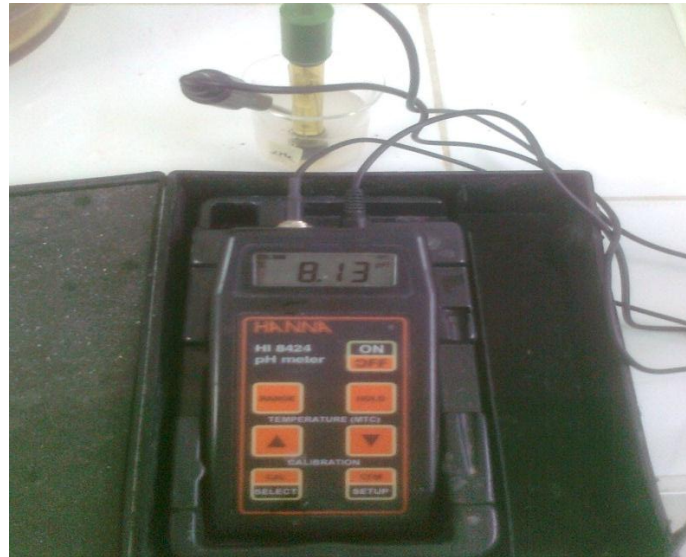


Figure 4.9. Mesure de pH des extraits de sol

c. La conductivité CE :

La conductivité électrique est mesuré par le conductimètre **HANNA HI 8733** sur le même extrait de sol de 1/5. Elle exprimé en milli siemens. (figure 4.10).



Figure 4.10. Mesure de la conductivité

La mesure de température est indispensable, elle été mesuré en parallèle en degré Celsius (C°) dont les résultats de conductivité sont mesurés par l'unité (*ms*).

d. La teneur en hydrocarbures total (TPH) :

La teneur en hydrocarbures dans les sols est mesurée par « Retord » qui est un four qui sert à déterminer la saturation en huile et en eau des échantillons (figure 4.11). Les échantillons sont graduellement chauffés pour éliminer l'eau et ensuite l'huile à une température allant jusqu'à jusqu'à 650°C (1200°F)(ANONYME, 2001) (figure 07). La détermination de la concentration des TPH (total petroleum hydrocarbon) est effectuée selon la formule suivante :

$$\text{Concentration des hydrocarbures (g /kg de sol)} = V_{\text{huile}} \text{ (ml)} \times 0,8 \times 10$$

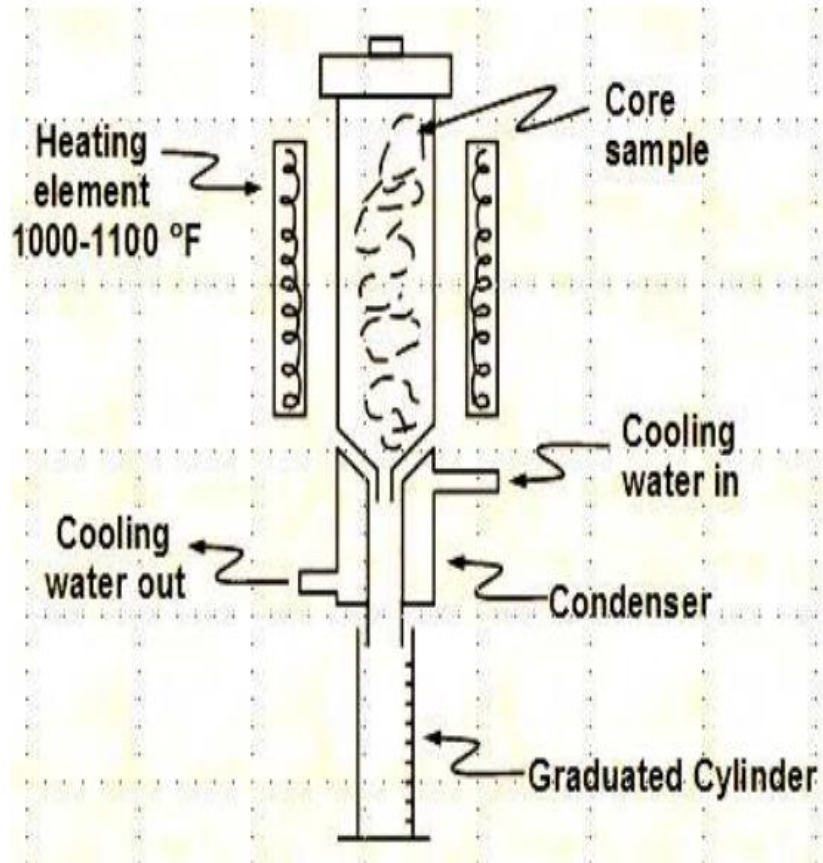


Figure 4.11. Principe de détermination des teneurs en hydrocarbure totaux (HCT) dans un four dans le sol par distillation (ANONYME, 2001)

Travaux au laboratoire (Partie II)

Introduction :

En vue de mettre en évidence le dispositif expérimental et les techniques d'évaluation de lessivage des sols contaminé par les hydrocarbures, du matériel a été réuni et un ensemble de méthodes ont été adoptées.

4.2.1. Matériels :

4.2.1.1. Échantillonnage :

Pour réaliser ce travail et étudier le processus de lessivage, on a choisis deux types de sables de différentes caractéristiques selon la texture ; sable fin et sable moyen.

Les échantillons de sable utilisés sont prélevés arbitrairement dans la région de N'GOUSSA et de Ain El Baida. Seize échantillons sont prélevés au niveau de huit points pour chaque échantillon .Deux échantillons sont maintenus à chaque point, l'un au niveau de la surface et l'autre à 30 cm de profondeur.

Le sable utilisé est un mélange homogène entre les seize échantillons avec des quantités égales. Le 1er échantillon est étalé dans un récipient d'une couche à épaisseur constante, puis une 2ème couche de même échantillon sur la dernière avec la même manière. Puis on étale une 3ème couche et on mélange de façon à homogénéiser les deux couches. On répète l'opération pour les autres échantillons.

4.2.1.2. Caractérisation des sols :

➤ *L'analyse granulométrique:*

L'analyse granulométrique permet de déterminer et d'observer les différents diamètres de grains qui constituent un granulat. elle est faite selon la norme AFNOR NF p 18-560. L'analyse granulométrique par tamisage est effectuée sur des échantillons de 100g avec trois répétitions de mesure. Ces 100g permettent de maintenir un niveau de saturation correct des tamis tout en garantissant une quantité suffisante de chènevotte analysée (pour assurer la répétabilité des essais).

L'analyse granulométrique permet de catégoriser le type de sol. Les courbes granulométriques des sables de N'goussa et de Ain El Beida sont présentées dans les figures 4.12 , 4.13.

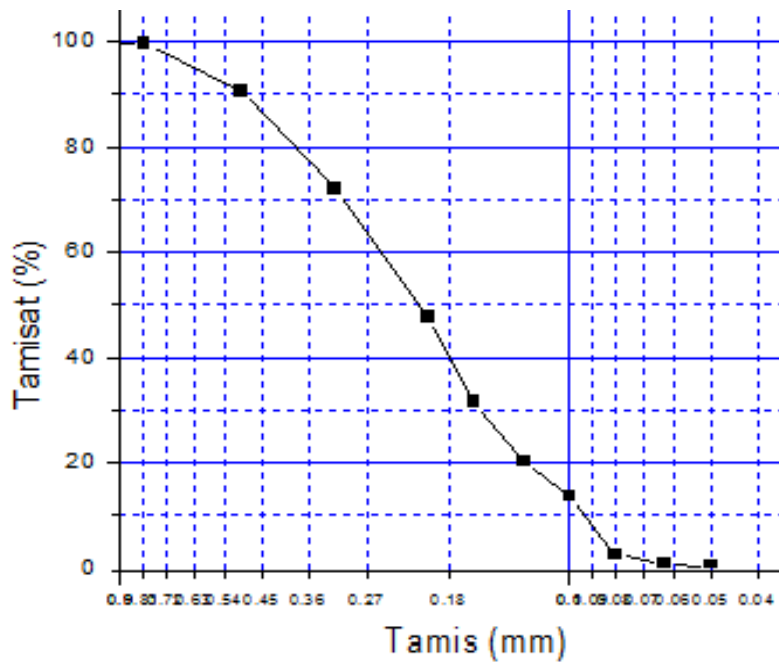


Figure 4.12. La courbe granulométrique du sable de N'goussa.

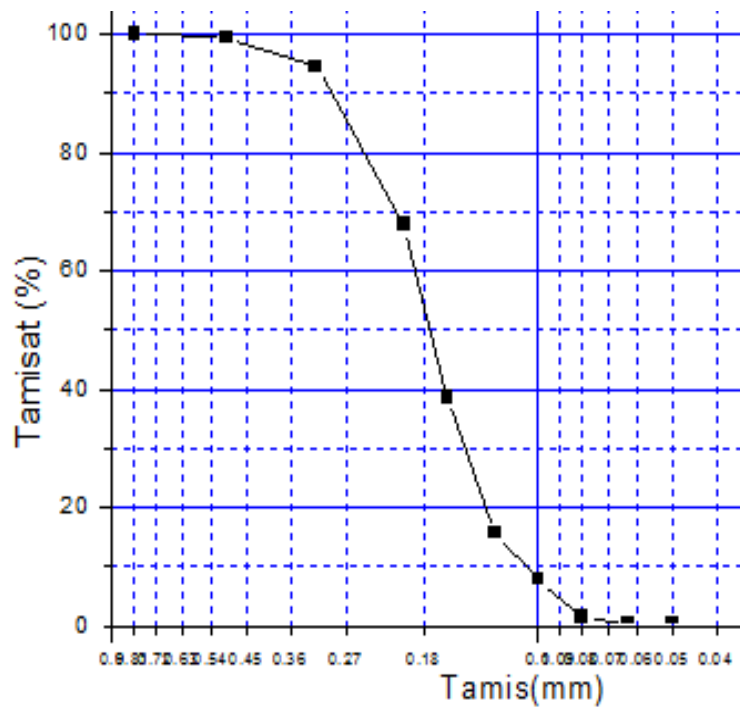


Figure 4.13. La courbe granulométrique du sable de Ain El beidha

➤ *Calcul de l'indice C_{10}/C_{60} :*

D'après les résultats, on peut constater que pour :

- le sable de N'goussa → $C_{10}/C_{60} = 0.3849$ → est un sable moyen
- le sable de Ain El Baida → $C_{10}/C_{60} = 0.6952$ → est un sable fin

➤ *La conductivité et le pH :*

Le pH d'un échantillon du sol, rend compte de la teneur en ions H^+ . La mesure du pH est effectuée sur un extrait du sol avec de l'eau distillée; de rapport 1/5^{ème}.

Les résultats de la mesure de pH et de la conductivité électrique des sables de N'goussa et Ain El Baida sont donnés en (tableau 4.2).

Tableau 4.2. Valeurs du pH et de CE(ms/cm)

	pH	CE (ms/cm)
N'goussa	8.46	3.6
Ain El Baida	8.73	4.7

Le pH s'exprime selon une échelle de 0 à 14. Les valeurs faibles indiquent une acidité, les valeurs supérieures à 7 correspondant à un caractère basique. Le pH est mesuré avec un ph-mètre **HANNA HI 8424** au niveau *de laboratoires*. Pour le sable utilisé, le pH varie entre 8.46 et 8.73 ce qui indique un sable basique. (**Aubert G. 1978 et Baize D. 2004**)

- La conductivité électrique représente, l'aptitude d'une solution aqueuse pour conduire un courant électrique. Cette aptitude dépend de la teneur en sel d'un échantillon du sol. Elle est mesurée à l'aide d'un conductimètre **HANNA HI 8733**, selon les normes AFES (AFES 1995), sur un extrait du sol (de même façon que le pH) au niveau de laboratoire. Pour le sable de N'goussa, elle est de 3.6 ms/cm; elle indique que le sable est légèrement salin. Le même indice pour celui de Ain el Baida (4.7 ms/cm) qui est aussi légèrement salin. (**Aubert G. 1978 et Baize D. 2000**)

➤ *La matière organique*

Pour la mesure de cette grandeur; la méthode Anne est utilisée ; selon lesnormes AFNOR (X 31-109). Elle se base sur la décomposition des moléculesorganiques par une solution d'acide sulfurique additionnée de bichromate de potassium (tableau 4.3).

Tableau 4.3. Taux de la matière organique dans les sables.

	Mo (%)
N'goussa	2.13
Ain El Baida	1.36

le résultat obtenu en MO est de 2.13% et 1.36% pour le sable de N'goussa et Ain El Baida successivement. . On remarque que ces sables sont pauvres en MO. (**Aubert G. 1978, A. Musy 1991 et Baize D.2004**) car la région est désertique et les échantillons sont prise loin des fermes.

➤ *Taux de calcaire :*

On utilise la propriété du carbonate de calcium à se décomposer sous l'action d'un acide, selon la méthode de calcimètre de Bernard. Le taux de calcaire pour les deux régions est présenté dans le tableau 4.3.

Tableaux 4.4. Taux de calcaire dans les sables de N'goussa et Ain El Baida

	CaCO ₃ (%)
N'goussa	1.34
Ain El Baida	0.53

La valeur du calcaire total dans le sable de N'goussa varie entre 1% et 5% ce qui indique que ce sable est peu calcaireux. Par contre, le taux de calcaire dans la région de Ain El Baida est 0.53 % indiquant un sable non calcaireux.

4.2.1.3.Les filtres :

4.2.1.3.1.Description des filtres :

Les filtres utilisés sont en matière de « PVC », de diamètre 120mm et d'une longueur de 80 cm. Le lit de sable utilisé comme couche filtrante a une épaisseur de 60 cm, et un volume de 7.47 cm³. Ce dernier est posé sur une couche de gravier (< 2 mm) d'épaisseur de 2cm..Un tissu poreux est placé au fond du filtre pour éviter le passage des grains de sable et du gravier.

Les filtres sont posés sur des supports métalliques, un récipient placé au-dessous pour récupérer le filtrat de chaque expérience à travers un tuyaux en PVC de 10 cm de longueur. (figure 4.14)

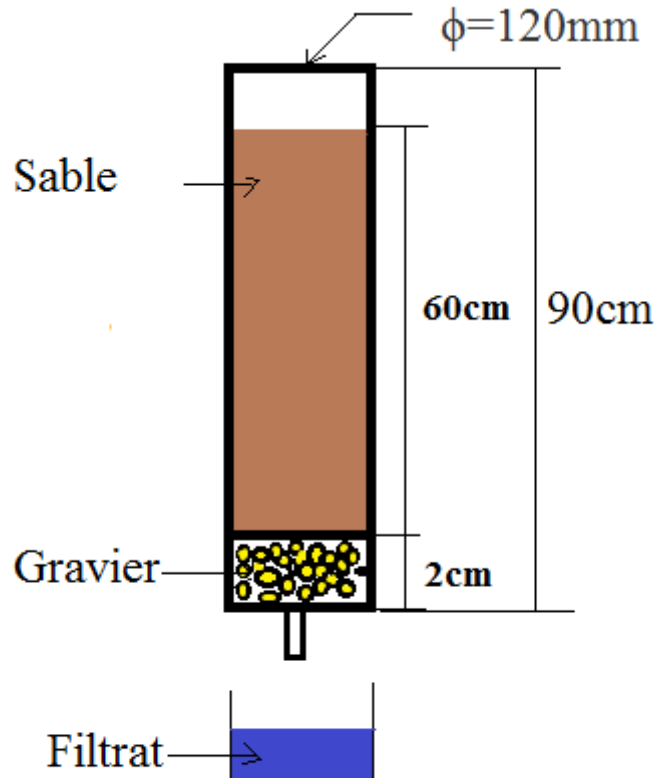


Figure 4.14. Schéma des filtres à sable

4.2.1.2.2. Nombre des filtres :

Dans cette expérience, on a utilisé deux schémas ; schéma humide et schéma sec et un nombre définis et justifié pour chaque schéma.

A propos de nombre des filtres ; on a utilisé trois filtres pour chaque schéma (sable sec/sable humide), et trois filtres pour chaque type de sable (sable grossier/sable fin). Ce qui nous donne trois filtres pour chaque schéma.. Comme chaque expérience a été répétée trois fois. le nombre total des filtres est 12. (figure 4.15).



(a)



(b)

Figure 4.15. Filtres de lessivage

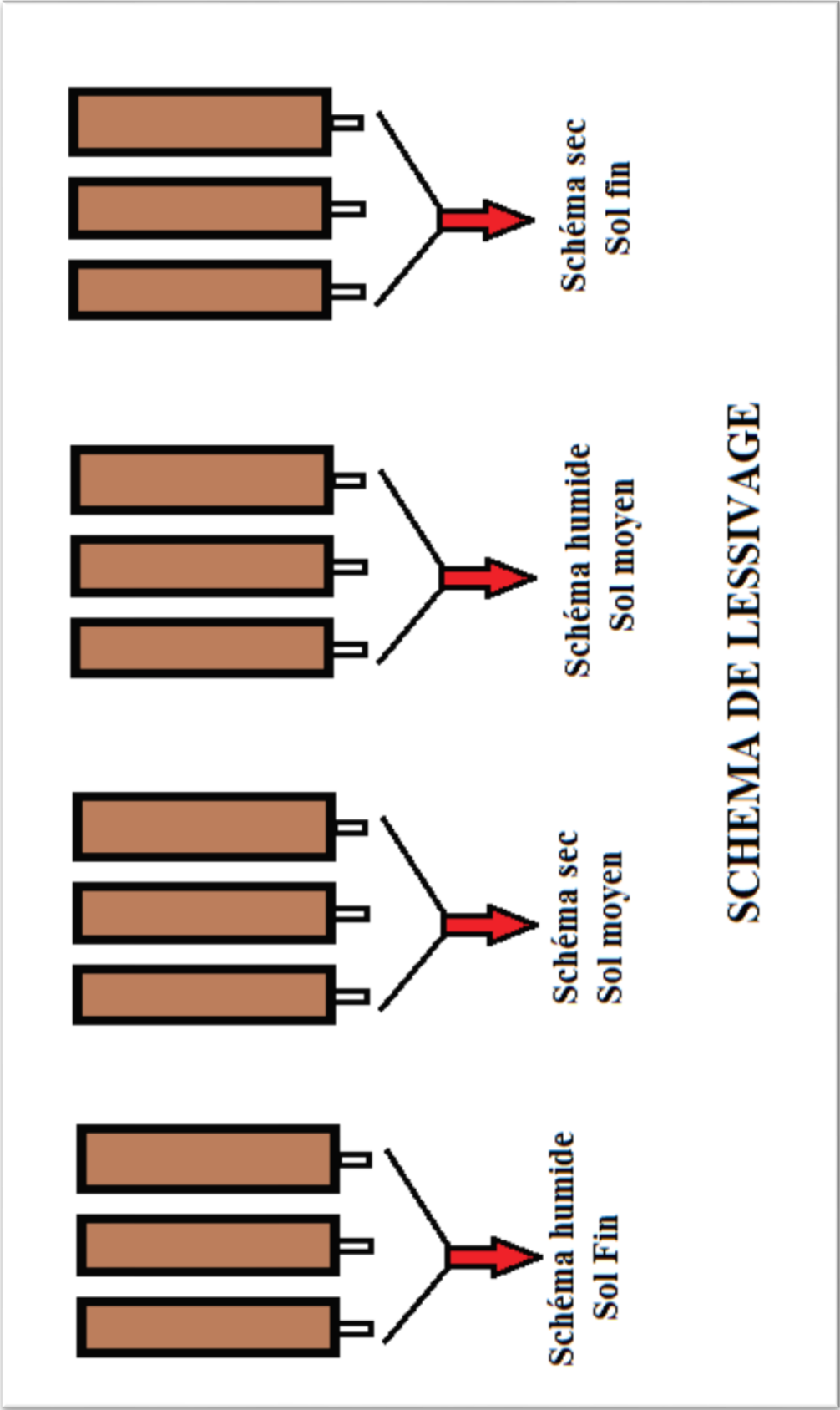


Figure 4.16. Schéma de lessivage

4.2.1.2.3. Masse des sables pour chaque filtre :

Le pesé du sable a été effectuée d'une balance (**Heidolph PROMAX 1020**). La masse pour chaque sable (fin et moyen) et pour chaque filtre est donnée dans les tableaux 4.5 et tableau 4.6.

- **Sable Fin :**

Tableau 4.5. Masse du sable fin en (kg)

Filtre	Masse du sable en kg
1	10.2
2	9.895
3	9.805
4	10.2
5	9.605
6	9.725

- **Sable Moyen :**

Tableau 4.6. Masse du sable moyen en (kg)

Filtre	Masse du sable en kg
1	9.94
2	10.2
3	10.08
4	10.00
5	9.905
6	10.11

- **La porosité des filtres à sable :**

La porosité des sable aux filtres varie d'un tube à l'autre, elle est représenté dans le tableau 4.7.

Tableau 4.7. Porosité des filtres à sable

	Porosité en %
Sable moyen	36-38
Sable fin	30-33

4.2.2.Méthodes :

Dans cette expérience on a prévu deux schémas de lessivage, le premier dans un sol sec, le deuxième dans un sol humide (figure 4.6) .

4.2.2.1.Shéma avec sable sec :

1ere étape :

- On donne un certain volume de produit pétrolier dans un sol sec, ce volume est supérieur au volume des pores dans l'espace de la colonne sachant qu'on laisse le sol contaminé une durée de 7 jrs avant de commencer le lessivage. (figure 4.16)
- On détermine :
 - La vitesse d'infiltration du produit pétrolier
 - Le volume retenu de ce produit

2eme étape :

- On commence l'opération de lessivage par le versement des volumes d'eau bien définis qui égale au volume de l'espace des pores.
- Après chaque lessivage on mesure :
 - La vitesse d'infiltration du produit pétrolier
 - La vitesse de filtration du mélange (eau+ produit pétrolier)
 - La quantité d'eau
 - La quantité du produit pétrolier retenues dans le sol.

Par convention on désigne :

$$K(DT) = B-B-B-B-B \text{ (5portions d'eau pour un lessivage)}$$

Où :

B : dose de lessivage qui égale au volume des pores de sable.

KDt : Nombre le lessivage en fonction du temps

➤ **Schéma avec sable humide :**

- En premier lieu, on sature le sol par l'eau jusqu'à saturation. Ensuite, on verse le produit pétrolier (un volume de produit pétrolier plus que celui retenu dans le schéma sec).
- On commence le processus de lessivage par le versement des portions égales d'eau aux filtres. (figure 4.17).

-Sur n'importe étape d'expérimentation on détermine : :

- La vitesse de filtration
- Le volume d'eau infiltré
- Le volume du produit pétrolier contenu dans les pores du sol .

Par convention on désigne :

$$K(DT) = B-B-B-B \text{ (4portions d'eau pour un lessivage)}$$

Dans l'alimentation du sol sec par l'eau et le produit pétrolier, l'expérience est effectuée de telle façon que leurs durée doit dépasser le temps auquel la vitesse de filtration doit atteindre approximativement une valeur constante (coefficient de filtration).

Par la suite en fonction de cette valeur, on détermine la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol correspondant aux lessivage, quand l'espace poreux est complètement remplie des fluides étudié (partiellement en eau et partiellement en produit pétrolier).

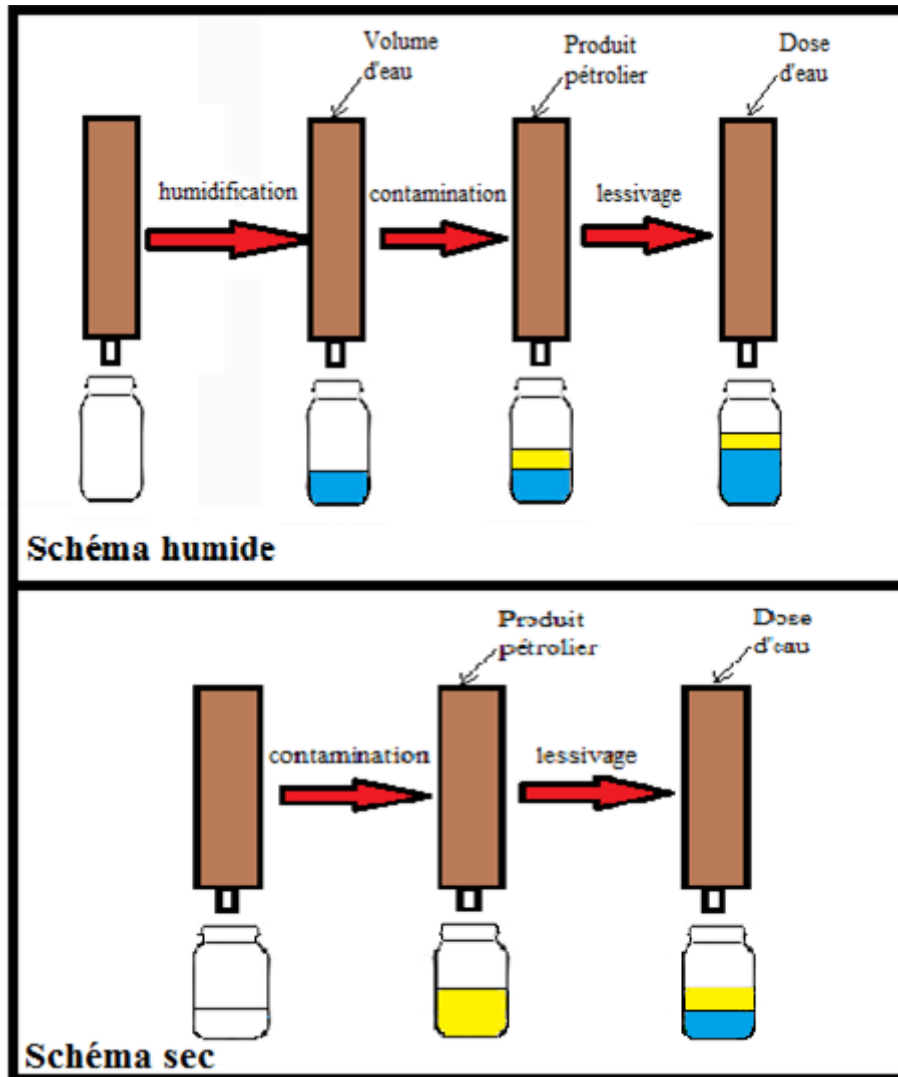


Figure 4.17. Méthode du lessivage

4.2.3. Caractéristique du polluant (Gasoil) :

Le polluant utilisé est le gasoil. Ce produit est un mélange complexe d'hydrocarbures obtenu par la distillation du pétrole brut. Il est constitué d'hydrocarbures ayant un nombre de carbone majoritairement compris entre C9 et C20, et possédant un point d'ébullition compris approximativement entre 163 °C et 357 °C (325 °F et 575 °F).

Masse molaire des principaux atomes :

H (hydrogène) : 1 kg.kmol⁻¹

C (carbone) : 12 kg.kmol⁻¹

N (azote) : 14 kg.kmol⁻¹

O (oxygène) : 16 kg.kmol⁻¹

composition massique du gazole : C (carbone) 87 % ; H (hydrogène) 13 %

indice du carbone : $87 / 12 = 7,25$; indice de l'hydrogène : $13 / 1 = 13$

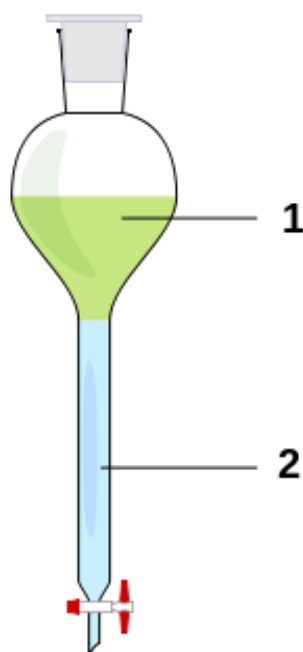
Formule chimique du gazole : $C_{7,25}H_{13}$

4.2.4.Séparation des phases filtrés :

Dans le laboratoire on a utilisé ce procédé pour l'extractions liquide-liquide impliquant une phase aqueuse et une phase organique. On utilise alors une ampoule à décanter pour séparer les deux phases. (figure 4.3)

La décantation est une opération de séparation mécanique, sous l'action de la gravitation, de plusieurs phases non-miscibles dont l'une au moins est liquide. On peut ainsi séparer soit plusieurs liquides non-miscibles de densités différentes, soit des solides insolubles en suspension dans un liquide.

Lorsque deux liquides ne sont pas miscibles, comme l'huile et l'eau, il suffit de laisser reposer le mélange pour que le liquide le plus dense se place en dessous du liquide le moins dense, et qu'apparaisse une surface de séparation horizontale entre les deux liquides.



1 : Phase supérieur (composé organique) moins dense 2:Phase inférieur aqueuse, densité inférieure

Figure 4.18. Schéma de décantation

L'ampoule à décanter a la forme d'un entonnoir surmonté d'un hémisphère au sommet duquel se trouve un col généralement rodé fermé par un bouchon. Dans sa partie inférieure l'entonnoir est prolongé par un tube étroit terminé par un robinet.

La partie large permet un mélange efficace des deux liquides, tandis que le tube le plus étroit permet une séparation plus fine après décantation.



Figure 4.19. Ampoule à décanter

Conclusion :

Dans ce chapitre, et à la première partie, on a diagnostiqué la région à étudier, par la prise des essais à différentes profondeurs et les analyser (pH, Ce, CaCO₃, TPH) .

La deuxième partie était destiné au lessivage par la préparation des filtres à sables et au choix de deux échantillons de sable (moyen, fin). Alors, on a trouvé que les sables choisis sont des sables pauvres en matière organique, légèrement salins non calcaireux à peu calcaireux, aussi ils sont des sables basiques.

Chapitre 5
Résultats Et Discussion

Echantillonnage Et Travaux De Laboratoire

(Partie I)

Introduction :

Pour bien savoir le mécanisme d'extension du polluant, il est nécessaire d'étudier les paramètres physicochimique du sol pollué tels que (le pH, la CE, le taux de CaCO₃), et le taux du polluant dans le sol.

Etude des caractéristiques de la zone polluée :

Pour étudier la variation des caractéristiques chimiques des sols, on a devisé la zone polluée en profil suivant le sens d'écoulement de la nappe phréatique. Chaque profil contient 06 points (figure 5.1).

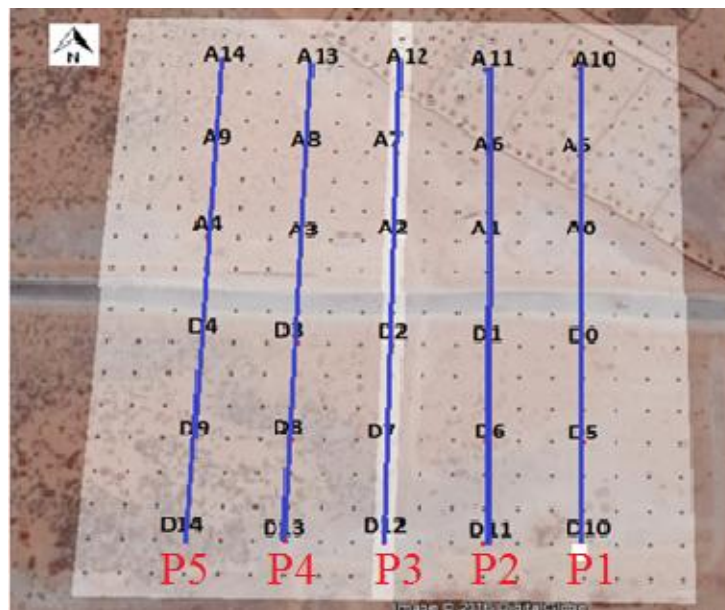


Figure 5.1. Profils des analyses de sol

Les résultats de détermination de la conductivité électrique, du pH, de CaCO₃ et de TPH sont illustrés dans le tableau 5.1. les résultats sont présentés pour les 05 profils dans les tableaux qui suit.

Profil 1:**Tableau 5.1.** Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO₃ et TPH des sols au profil 1

Profil	Point	Profondeur (m)	CE (mS)	pH	CaCO ₃ (%)	TPH (g/kg)
1	D10	0-30	5.4	8.2	1.64	-
		30-60	6.2	8.1	2.76	-
		60-90	5.9	7.93	2.22	-
	D5	0-30	4.8	8.08	2.36	0.3
		30-60	5.5	8.3	3.96	0.24
		60-90	6.3	8.2	3.81	0.01
	D0	0-30	4.3	8.3	2.44	0.11
		30-60	7.2	8.2	2.84	1.63
		60-90	7.4	8.0	3.73	1.2
	A0	0-30	5.6	8.6	2.74	0.31
		30-60	6.2	8.5	4.41	14.3
		60-90	8.2	8.4	3.64	9.3
	A5	0-30	3.5	8.2	1.32	-
		30-60	3.8	8.1	2.48	-
		60-90	4.6	7.84	3.21	-
	A10	0-30	2.7	7.6	1.14	-
		30-60	3.4	7.5	1.24	-
		60-90	4.1	7.2	1.38	-

Profil 2 :**Tableau 5.2.** Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO₃ et TPH des sols au profil 2

Profil	Point	Profondeur (m)	CE (mS)	pH	CaCO ₃ (%)	TPH (g/kg)
2	D11	0-30	6.83	7.9	2.03	-
		30-60	7.9	8.3	2.27	-
		60-90	7.4	8.4	1.53	-
	D6	0-30	7.1	8.4	1.89	0.19
		30-60	7.76	8.1	3.43	1.01
		60-90	8.1	8.4	2.42	0.11
	D1	0-30	4.2	8.8	2.37	0.28
		30-60	4.8	8.4	2.12	98.2
		60-90	5.2	8.6	2.41	11.7
	A1	0-30	6.9	8.1	3.16	0.37
		30-60	7.8	8.1	2.19	27.08
		60-90	8.6	7.9	3.64	23.2
	A6	0-30	5.5	7.93	2.13	0.23
		30-60	5.7	7.86	2.5	0.61
		60-90	5.39	7.22	3.85	1.06
		0-30	3.1	8.6	1.83	-

	A11	30-60	2.8	8.8	1.28	-
		60-90	3.6	7.9	1.57	-

Profil 3 :**Tableau 5.3.** Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO₃ et TPH des sols au profil 3

Profil	Point	Profondeur (cm)	CE (mS)	pH	CaCO ₃ (%)	TPH (g/kg)
3	D12	0-30	3.14	8.5	3.14	0.05
		30-60	3.83	8.5	3.83	0.3
		60-90	3.34	8.6	3.34	0.06
	D7	0-30	2.12	8.4	4.87	0.43
		30-60	3.04	8.3	3.04	40.2
		60-90	4.87	8.3	2.12	33.8
	D2	0-30	2.69	7.8	2.69	1.3
		30-60		7.9	1.9	164.3
		60-90	1.9	8.1	2.76	82.4
	A2	0-30	2.76	8.09	2.36	0.87
		30-60	2.36	7.98	2.37	134.01
		60-90	2.37	7.8	3.07	48.05
	A7	0-30	1.37	7.1	1.37	0.59
		30-60	1.74	7.51	1.47	86.03
		60-90	1.1	7.37	1.1	12.85
	A12	0-30	2.19	7.9	2.19	-
		30-60	2.03	7.4	2.03	-
		60-90	1.72	7.3	1.83	-

Profil 4 :**Tableau 5.4.** Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO₃ et TPH des sols au profil 4

Profil	Point	Profondeur (m)	CE (mS)	pH	CaCO ₃ (%)	TPH (g/kg)
4	D13	0-30	7.03	8.4	3.49	0
		30-60	7.8	8.3	3.06	0
		60-90	7.96	8.1	3.24	0.03
	D8	0-30	7.4	8.6	3.25	0.23
		30-60	5.8	8.5	4.77	62.2
		60-90	6.7	8.3	3.11	010.6
	D3	0-30	6.4	8.6	2.64	0.94
		30-60	7.1	8.6	1.7	121.9
		60-90	8	8.5	1.95	32.1
		0-30	3.5	8.2	1.93	0.14

	A3	30-60	3.8	8.1	4.41	83.7
		60-90	4.6	7.84	4.81	19.02
	A8	0-30	0.89	6.73	2.11	0.3
		30-60	1.53	7.61	1.62	49.29
		60-90	2.59	7.51	1.34	3.68
	A13	0-30	3.6	8.1	2.01	-
		30-60	4.1	7.2	1.69	-
		60-90	4.8	6.8	1.72	-

Profil 5

Tableau 5.5. Valeurs des paramètres CE, pH, CaCO₃ et TPH des sols au profil 5

Profil	Point	Profondeur (m)	CE (mS)	pH	CaCO ₃ (%)	TPH (g/kg)
5	D14	0-30	1.62	8.2	1.62	-
		30-60	2.1	8.5	2.1	-
		60-90	1.46	8.3	1.46	-
	D9	0-30	2.58	8.5	2.58	-
		30-60	3.11	8.4	3.11	-
		60-90	1.94	8.7	1.94	-
	D4	0-30	1.97	8.8	1.97	0.01
		30-60	3.53	8.7	3.53	0.43
		60-90	2.81	8.6	2.81	0.13
	A4	0-30	1.43	6.75	1.43	0.05
		30-60	2.53	8.11	2.53	1.1
		60-90	2.82	8.2	2.82	0.3
	A9	0-30	2.25	8.1	2.25	-
		30-60	1.4	7.9	1.4	-
		60-90	1.12	7.2	1.12	-
	A14	0-30	1.24	7.7	1.24	-
		30-60	2.02	7.3	2.02	-
		60-90	1.84	7.1	1.84	-

5.1.1. ETUDE DES CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DU SOL POLLUE :

5.1.1.1. Le taux des hydrocarbures :

Le taux d'hydrocarbure dans la zone polluée varie entre 0-164 g/kg. Les mesures effectuées montrent que les deux profils extrêmes (P1) et (P5) ont des taux les plus faibles 0-14 g/kg. Le profil le moins pollué est le 5.

Ces concentrations (0.01 – 0.43) g/ kg ne dépassent pas la norme de pollution qui varie entre 0.8 et 1g/kg (Lecomte P 1998).

Le taux de pollution le plus élevé est située dans le profil (03) et (04) avec des concentrations varient entre 32 à 164 g/kg. Cela est dû à la proximité de la conduite du pipe détruite.

En profil (3), cette concentration n'est pas la même en profondeur avec des taux variants entre les couches de la façon suivantes :

Tableau 5.6. Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 3

Couches (cm)	Taux des TPH (g/kg)
0-30	0.05 – 1.3
30-60	0.3 – 164.5
60-90	0.06 – 82.4

Pour le profil (4), le taux d'hydrocarbure dans les couches est le suivant : (tableau 5.7)

Tableau 5.7. Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 4

Couches (cm)	Taux des TPH (g/kg)
0-30	0.14 -2.01
30-60	169 - 121.9
60-90	0.03 – 32.1

Les résultats d'observation montrent également que la couche 30 – 60 cm est considérée comme la plus polluée (endroit d'éclatement du pipe).

Dans le profil (5) le taux d'hydrocarbure est distribué en profondeur de la manière suivante (tableau 5.8).

Tableau 5.8. Valeurs de TPH en (g/kg) au profil 5

Couches (cm)	Taux des TPH (g/kg)
0-30	0.01 – 0.05
30-60	0.43 – 1.1
60-90	0.13 – 0.3

➤ **Propagation du pétrole dans la zone étudiée :**

L'hydrocarbure se propage lentement et d'une manière irrégulière dont la surface la plus contaminée de cette couche est de l'ordre 380 m^2 . (figure 5.2).

Un taux de pollution qui est de l'ordre de 0.5 à 1 g/kg couvre une superficie de 2000 m^2 .

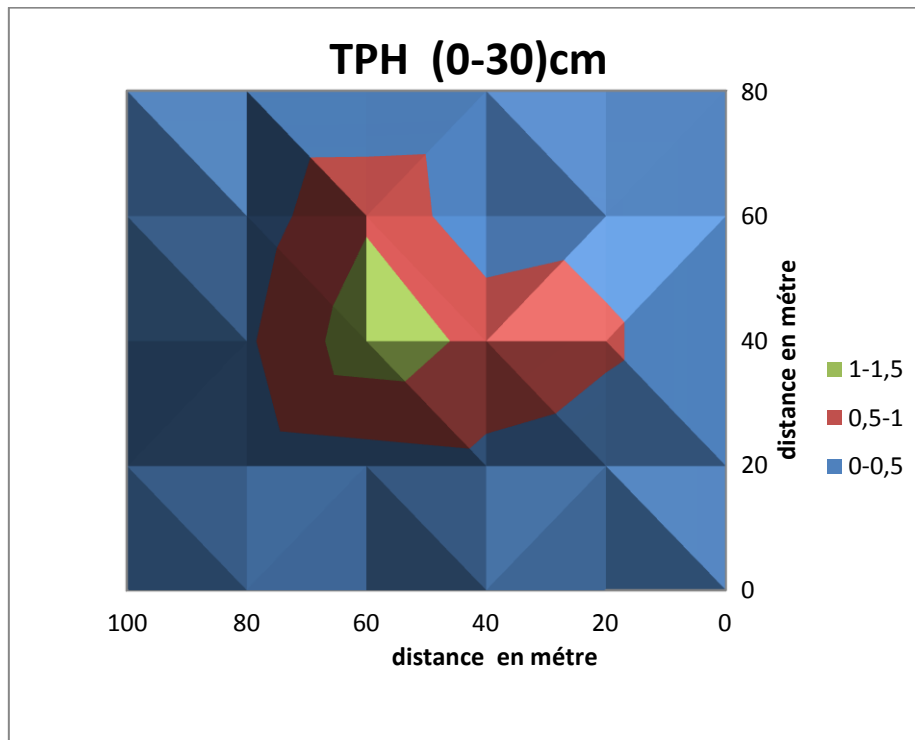


Figure 5.2. Dispersion du pétrole au profondeur à la couche de (0 à 30) cm

➤ Propagation du produit pétrolier dans la couche (30 – 60) cm :

Il a été observé que cette couche est la plus polluée avec des taux de TPH très élevés. Les surfaces concernées en fonction du taux de pollution sont :

- 50 à 1000 g/kg sur une superficie de 2200 m^2 .
- 100 à 150 g/kg sur une superficie de 1600 m^2 .
- 150 à 200 g/kg sur une superficie de 240 m^2 .

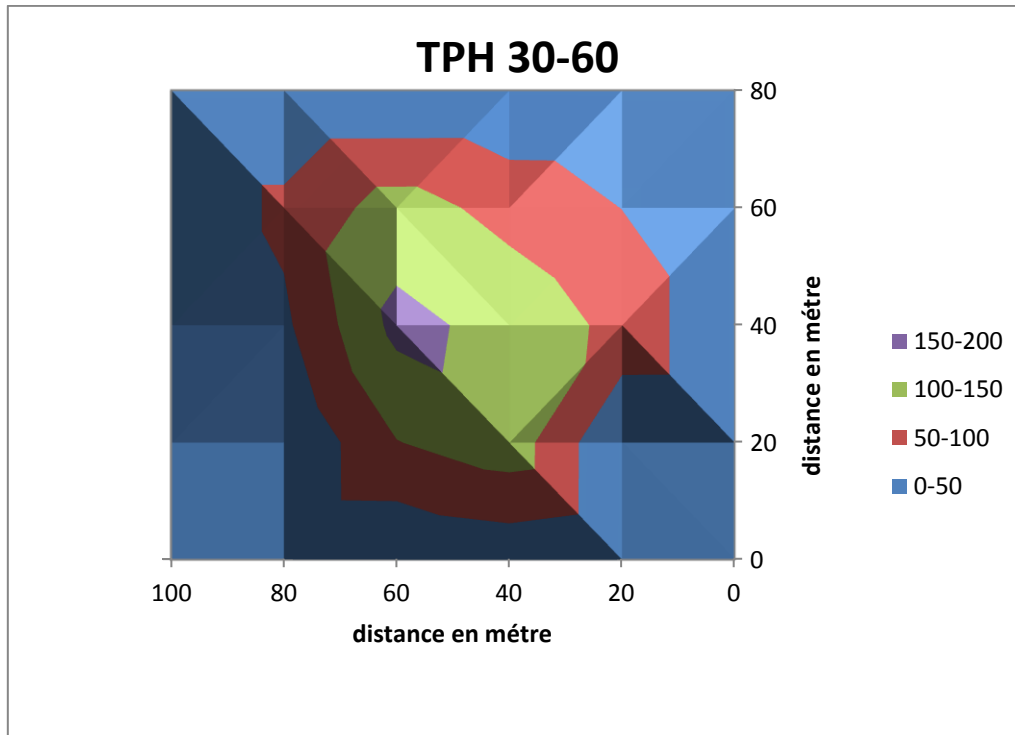


Figure 5.3. dispersion du pétrole au profondeur à la couche de(30 à 60)cm

Dans plusieurs pays du monde (Canada, USA, Pays bas), la valeur maximale acceptable est de 1000 mg d'hydrocarbure sur 1kg de sol, dans certains états elle est de 800 mg sur 1 kg de sol (Lecomte P, 1998).

➤ Extension du produit pétrolier à la couche (60-90) cm :

La contamination pétrolière dans la troisième couche varie entre 0 et 100 g/kg, elle est distribuée de la façon suivante :

- 0 à 40 g/kg sur une surface de 1200 m²
- 40 à 60 g/kg sur une surface de 400 m²
- 60 à 80 g/kg sur une surface de 320 m²
- 80 à 100 g/kg sur une surface de 50 m²

La répartition de la propagation des hydrocarbures dans la cette couche est illustré dans la figure 5.4.

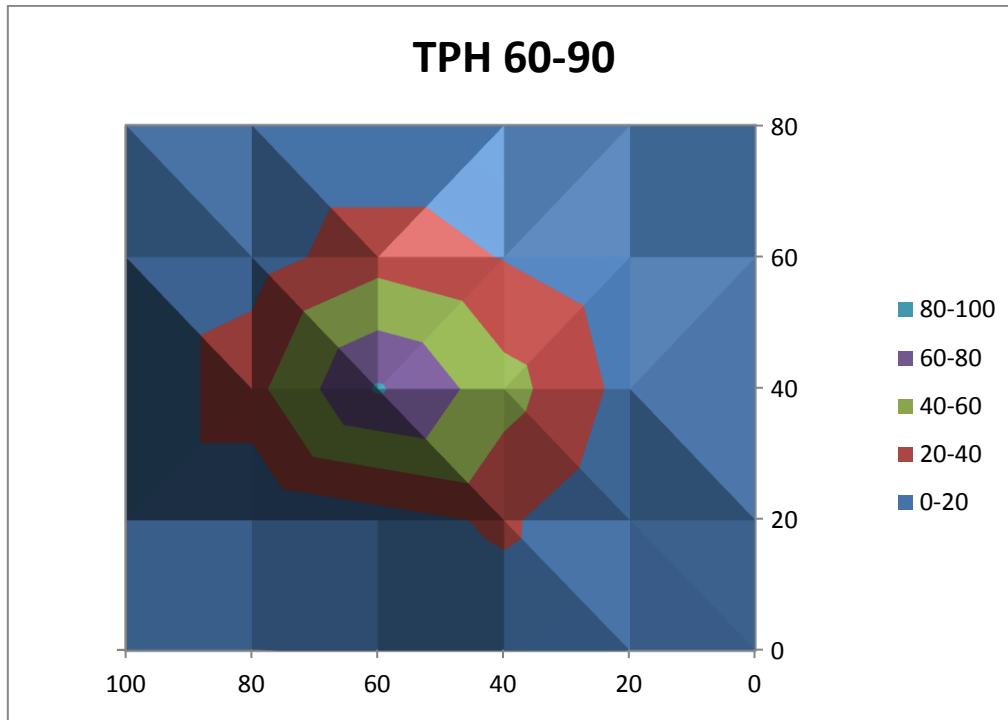


Figure 5.4. dispersion du pétrole au profondeur à la couche de (60 à 90)cm

5.1.1.2. La conductivité électrique CE :

La conductivité électrique varie dans toute la surface polluée entre 0.89 et 8.6 ms.

Dans le profil (2), elle est de 3.1 mS à 7.1 mS, dans la couche 0-30 cm, elle varie entre 2.8 à 7.9 mS dans la couche 30 à 60 cm . Cette conductivité est maximale dans la couche 60 à 90cm, et elle varie entre 3.6 et 8.6 mS .

Les résultats sont résumés dans le tableau 5.9.

Tableau 5.9. Valeurs de la conductivité électrique (mS) dans le sol (profil 1)

Couches (cm)	CE (mS)
0-30	3.1-7.1
30-60	2.8-7.9
60-90	3.6-8.6

La conductivité atteint sa valeur minimale dans le profil (4). Elle varie entre 0.89 à 7.4 mS dans la couche 0-30 cm, et entre 1.53 à 7.8 mS dans la couche 30-60 cm. Les valeurs les plus élevées sont situées dans la couche 60-90 cm de 2.59 à 8 mS.

Les résultats sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau 5.10. Valeurs de la conductivité électrique (mS) dans le sol (profil 4)

Couches (cm)	CE (mS)
0-30	0.89-7.4
30-60	1.53-7.8
60-90	2.59-8.0

Les autres résultats de la variation du CE sont représentés dans l'annexe 4.

On peut conclure que la présence de la nappe dans les couches les plus profondes est la cause de l'augmentation des valeurs de CE. La conductivité électrique (CE) augmente avec la profondeur du sol. Il est difficile de dire si cette tendance est directement liée à la modification des propriétés physiques du sol lors de l'introduction du pétrole ou si elle est liée à la minéralisation de la nappe.

Puisque la couche (30-60cm) est la couche la plus polluée, on a choisi de représenter le taux d'hydrocarbures (en g/kg) dans cette zone en fonction de la conductivité électrique (en mS) pour vérifier si la conductivité du sol a une relation directe avec le taux d'hydrocarbure (TPH). (figure 5.5).

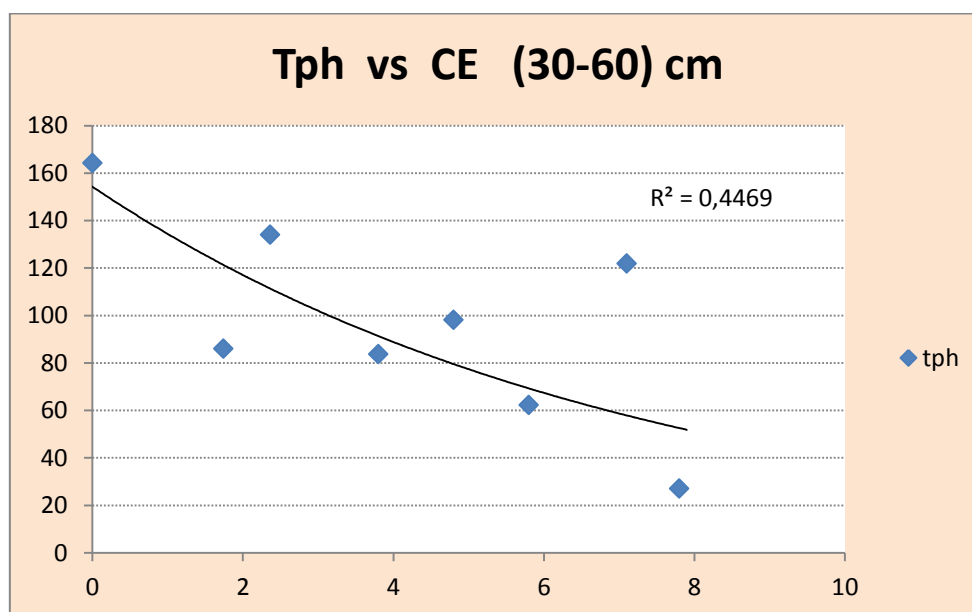


Figure 5.5. Relation entre la conductivité électrique et le taux des hydrocarbures

Les résultats d'analyse de la relation entre le TPH (total Petroleum Hydrocarbon) et la conductivité électrique (CE) montrent que ces deux paramètres sont parfaitement liés en particulier dans la couche (30-60cm), aussi dans la couche (60-90)cm. Cette relation a été également identifiée dans la couche (60-90cm)

Selon (pathak et al.2011) et (Onojake et Osju, 2012), les caractéristiques physicochimique des sol comme la conductivité électrique diminuent significativement à cause de la contamination pétrolière. La dégradation des HAP est souvent limitée par une faible solubilité dans l'eau.

5.1.1.3. le pH :

- La variation du pH en fonction de la profondeur indique que ce dernier varie généralement entre 6.75 et 8.8. (annexe 4).

La contamination par le pétrole brut diminue le niveau du pH du sol elle pourrait potentiellement alcaliniser les sols, et par conséquence, nuire à la fertilité du sol et aux propriétés physiques [Ying W et al., 2013], et causer la détérioration des sols agricoles de la région.

Les résultats obtenus indiquent que le pH des sols contaminés varie entre 6.73 et 8.8. alors on peut constater, selon les normes, que la variation du pH est dans la gamme de pH neutre à moyennement basique car la nature acide des hydrocarbures neutralise les sols alcalin et diminue le niveau du pH, particulièrement dans les sols avec les hautes concentrations aux profondeurs. Quelques auteurs ont constaté que le sol tend à passer à des valeurs neutres après l'ajout des hydrocarbures pour les sols du nature alcalines ou acides.(Emerson,1983 ; Vanloock et al.,1975).

5.1.1.4. le taux de calcaire :

Le taux de calcaire varie dans la zone polluée entre 1.1 et 4.87 %.

Les analyses effectuées indiquent que le taux de calcaire est variable d'un profil à l'autre.

Dans le profil (2), il varie de 2.03 à 3.16% dans la couche 0-30 cm et de 1.28 à 3.43% dans la couche 30à60 cm . Cette conductivité est relativement maximale dans la couche 60 à 90cm, avec un taux variant de 1.53 à 3.86%.

Les résultats sont résumés dans le tableau 5.11.

Tableau 5.11. Taux de calcaire total en (%) dans le profil 2

Couches (cm)	CaCO ₃ (%)
0-30	2.03-3.16
30-60	1.28-3.43
60-90	1.53-3.86

Le taux de calcaire atteint la valeur maximale dans le profil (4) au couche 60-90cm dont il varie entre 1.34 et 4.81% . et entre 1.7 et 4.77% dans la couche 30-60 cm. La couche 0-30 cm contient entre 1.93 et 3.49%.

Les résultats sont présentés dans le tableau 5.12.

Tableau 5.12 Taux de calcaire total en (%) dans le profil 4

Couches (cm)	CaCO ₃ %
0-30	1.93-3.49
30-60	1.7-4.77
60-90	1.34-4.81

➤ **Relation entre la variation du CaCO₃ en fonction du TPH :**

Les résultats obtenus d'après les analyses montrent que la variation du calcaire total (CaCO₃) est une variation irrégulière elle est en fonction de taux d'hydrocarbure et de la profondeur. (figure 5.6).

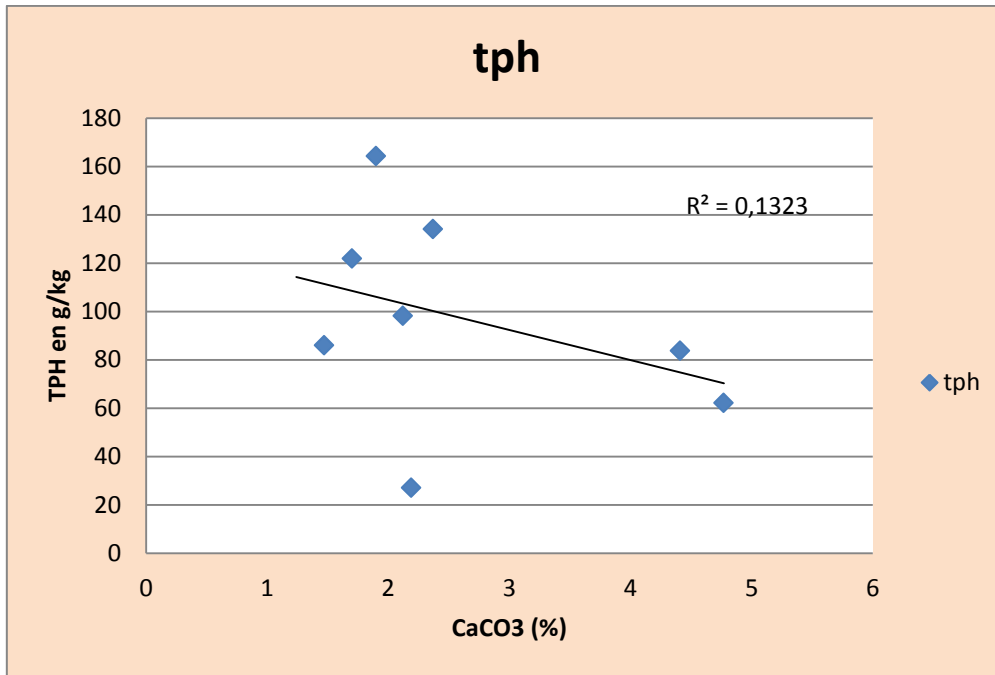


Figure 5.6. Relation entre le CaCO3 et le TPH

➤ **Relation entre le pH et le taux du calcaire total CaCO3 :**

La relation entre le pH et le CaCO3 est présentée dans la figure 5.7.

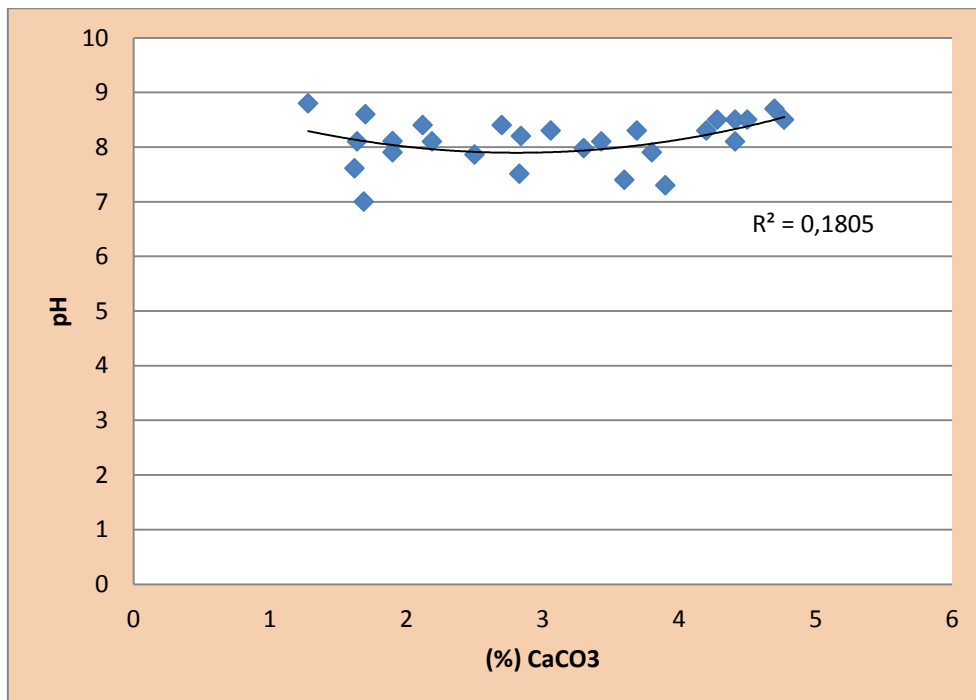


Figure 5.7. Relation entre le CaCO3 et le pH

L'analyse de la relation entre le pH et le CaCO₃ montre que le pH reste toujours dans les limites 7.6 et 8.8 quel que soit le taux du calcaire, ça peut être due à l'existence de la nappe qui peut changer les caractéristiques physicochimiques des sols pollués.

5.1.2. Interaction de TPH avec les paramètres physicochimiques du sol :

On a essayé de résumer tous les analyses qu'on a fait dans un graphe qui les englobe (figure 5.8).

Le pétrole comprend une grande quantité de composés, qui possèdent, en raison de leurs différentes propriétés physiques et chimiques, différente distribution, et différents taux de migration dans les sols et les eaux souterraines comme il est montré dans la figure (5.8)

On a constaté que la couche qui se situe entre 30 cm et 60 cm est la couche la plus polluée et contient généralement la concentration la plus élevée du TPH ce qui indique que la fuite ou l'explosion de la conduite est repérée dans la couche 45 cm et 60 cm dont la migration des contaminants dans le sol dépend au plusieurs facteurs qui inclut la concentration du produit pétrolier, le climat, et les paramètres du sol : type, capacité de sorption, pH et le contenu des sol.

La nature sableuse de la région peut provoquer une plus vaste dispersion du produit car les sols sableux sont caractérisé par une haute perméabilité qui favorise la séparation des phases du produit pétrolier et la migration de la phase gazeuse vers la surface . L'extension de la pollution et due aux forces gravitationnelles et capillaires dont la capillarité est également responsable de la migration latérale ce qui justifie l'existence de taux du pétrole dans la couche superficielle (0-30cm) ces taux sont très faible par rapport aux taux de la couche (30-60)cm .

Le contaminant qui est le pétrole brut est composé de différents contenus : les hydrocarbures aliphatiques (pratiquement soluble à l'eau), des hydrocarbures aromatiques (très solubles à l'eau) et les hydrocarbures aromatiques, qui contient du benzene, toluene et xylene (les composés les plus toxiques parmi les dérivées pétroliers) ont une pauvre solubilité à l'eau. (Madgalina B et al.,2008).

Les contaminants solubles sont capable de s'infiltrer en trois dimensions. Ils coulent dans la direction de la moindre résistance au-dessus de la nappe phréatique car l'extension verticale du produit pétrolier varie en différentes concentration . Le transport de contaminants dans des

conditions statiques est donc contrôlé par la capacité des hydrocarbures à contourner les obstructions à l'intérieur de ce lieu d'écoulement (John.O , 1974).

Ainsi, deux principaux facteurs hydrogéologiques agissent conjointement pour contrôler la dispersion des hydrocarbures, les barrières à l'écoulement planaire qui retardent l'écoulement dans des conditions statiques et les fluctuations de la nappe d'eau qui permettent aux hydrocarbures de s'écouler sous ou au-dessus de ces obstacles (František et al., 2003).

L'altération du pétrole brut, ainsi que la nature et la mobilité de ses produits de décomposition sont complexes et peu bien compris mais la décomposition microbienne entraînent des propriétés modifiées de l'huile en fonction du temps (Hamed 2004).

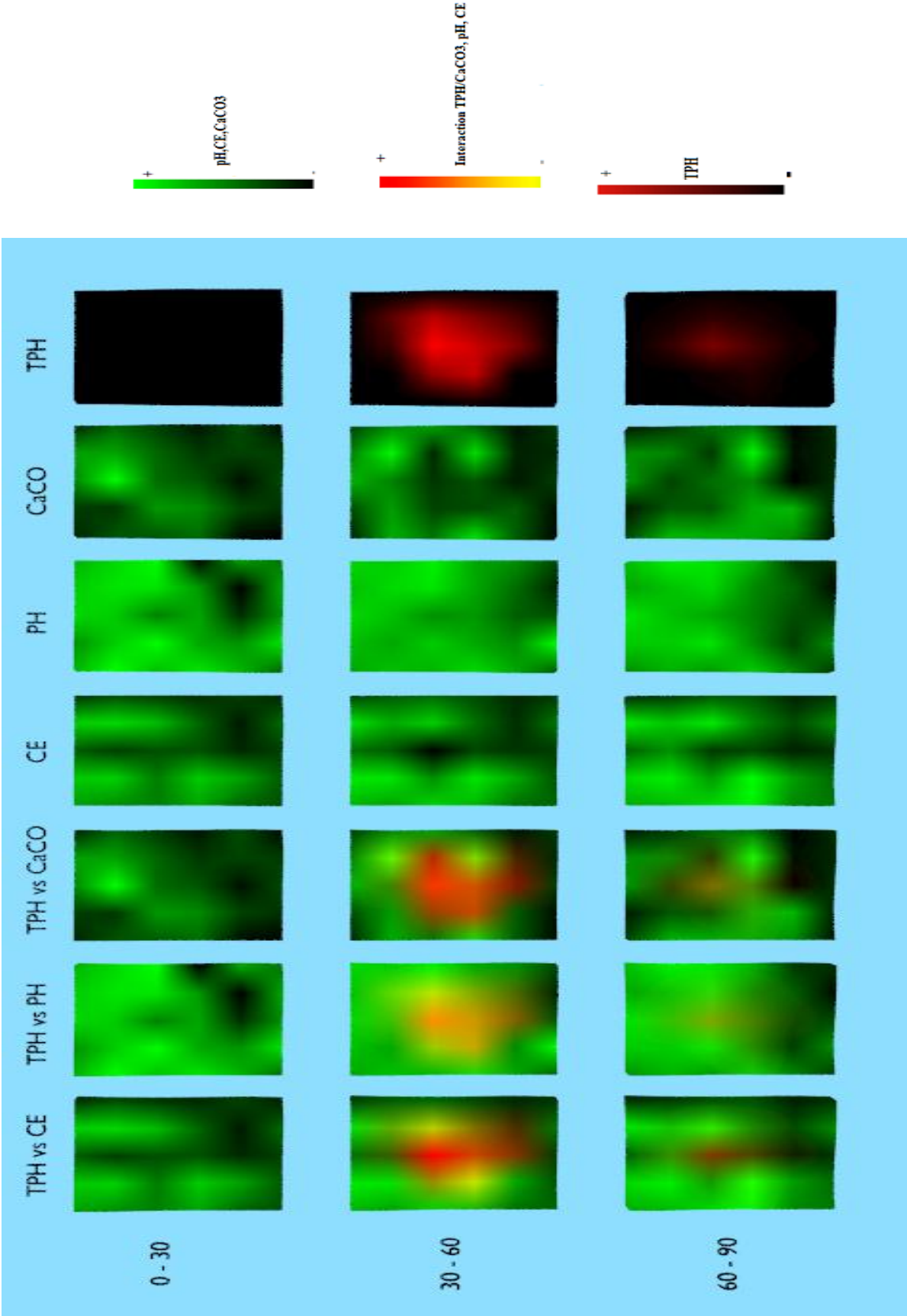


Figure 5.8. Interaction de TPH avec les paramètres physicochimiques du sol

Travaux De Laboratoire (Partie II)

Introduction :

Cette partie est consacré aux résultats de processus de lessivage, par l'étude de vitesse de filtration pour chaque sable(fin, moyen) et puis le rendement de lessivage dans chaque schéma (humide, sec) et chaque type de sable.

5.2.1.Vitesse d'infiltration dans le sol sableux fin :

La vitesse d'infiltration dans le sable fin sec n'est pas la même que celle dans le sable fin humide. La vitesse est très élevée dans l'état sec du sol, elle varie entre 8×10^{-4} cm/s et 3×10^{-3} cm/s. En état humide, elle varie entre 4.9×10^{-4} cm/s et 1.9×10^{-3} cm/s. La vitesse d'infiltration dans les sols contaminés devient constante en état humide après le troisième lessivage. Le coefficient de perméabilité dans ces cas, il est de l'ordre de $K=0.003$ cm/s dans le sol sableux fin sec et de $K=0.002$ cm/s dans le sol sableux fin humide.

L'expérience montre que le coefficient de perméabilité K à l'état sec est une fois et demi supérieur à celui dans l'état humide.

La variation de vitesse d'infiltration dans le sol sableux fin en état humide et sec après chaque lessivage est présenté dans la figure 5.9.

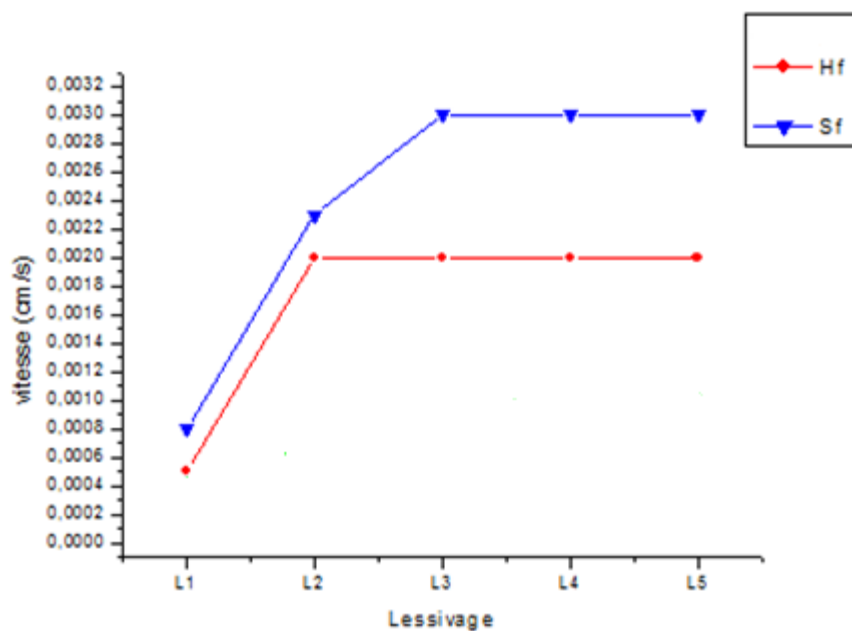


Figure 5.9. Vitesse de lessivage dans les sols fins

5.2.2. Vitesse d'infiltration dans le sol sableux moyen :

Dans le sol sableux moyen sec, la vitesse d'infiltration est également supérieure à celle dans le sol sableux moyen humide. Ces vitesses varient entre 4×10^{-4} et 1×10^{-3} cm/s et entre 2×10^{-4} et 5×10^{-4} cm/s respectivement.

Dans le sable moyen sec la vitesse d'infiltration tend vers le coefficient de perméabilité après le troisième lessivage. En état humide, elle tend vers le coefficient de perméabilité après le deuxième lessivage. Le coefficient de perméabilité dans le sol sec est de l'ordre de 1×10^{-3} cm/s.

Dans les sols sableux moyen, le coefficient de perméabilité en état sec est deux fois plus supérieure à celui en état humide.

La variation de la vitesse d'infiltration dans les sols sableux moyens sec et humide est présentée dans la figure 5.10.

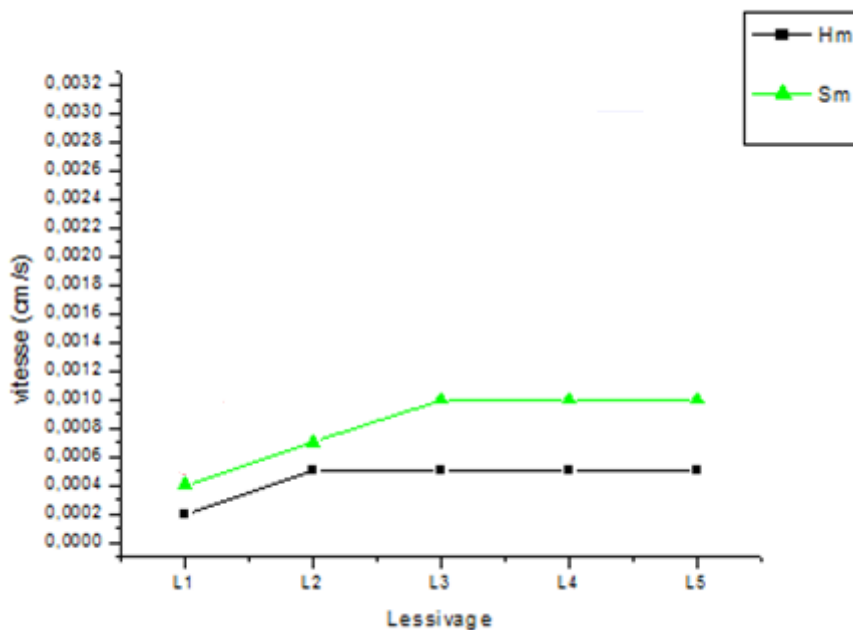


Figure 5.10. Vitesse d'infiltration dans les sol sableux moyen

Conclusion :

La vitesse d'infiltration de l'eau dans chaque étape du lessivage varie en fonction de sa disponibilité dans l'espace poreux du sol à condition que la contenance totale de l'eau et du produit pétrolier reste invariable.

5.2.3. Lessivage des sols contaminés :

5.2.3.1. Lessivage des sols sableux fins :

Les résultats obtenus montrent que le taux de lessivage ou bien le rendement de dépollution atteint 75% pour le sol sableux fin sec et 22 à 23% pour le sol sableux fin humide. Pour les deux états, humide et sec la stabilisation de dépollution est atteinte juste après la troisième et le quatrième dose de lessivage. La figure 5.11 présente le taux de lessivage en % pour le cas du sable fin.

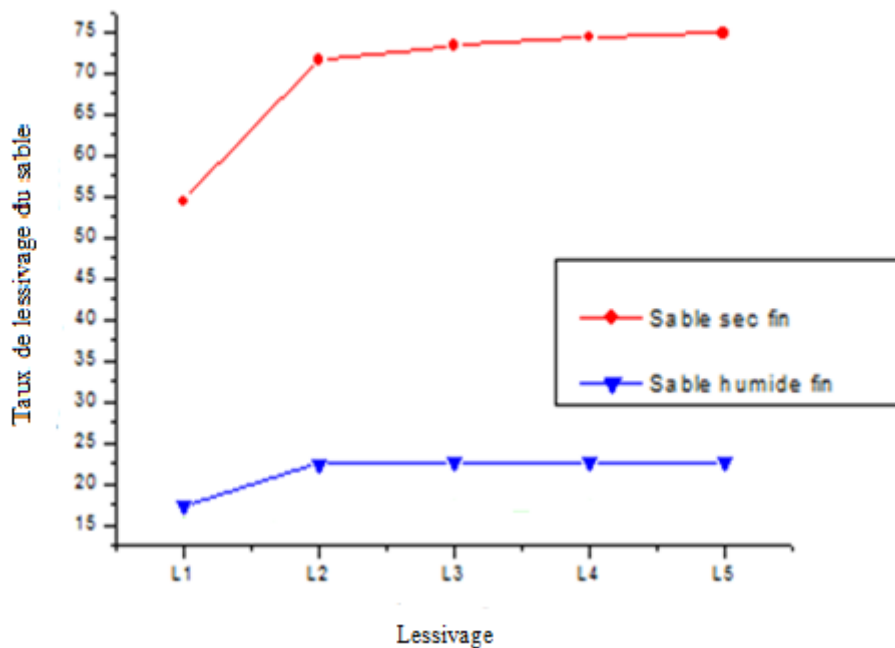


Figure 5.11. Taux de lessivage des sols fin à l'état humide et sec

5.2.3.2. Lessivage des sols sableux moyens :

Les expérimentations ont montré que le taux de lessivage des sols pollués par les hydrocarbures est de l'ordre de 17% pour le sol sableux moyen humide et de 56 à 57 % pour le sol sableux moyen sec. Comme pour les sols sableux fins, la stabilisation des rendements pour le sol sableux moyen humide et sec est atteinte après la troisième et la quatrième dose de lessivage.

La figure 5.12 donne le taux de lessivage en % pour le cas du sable moyen.

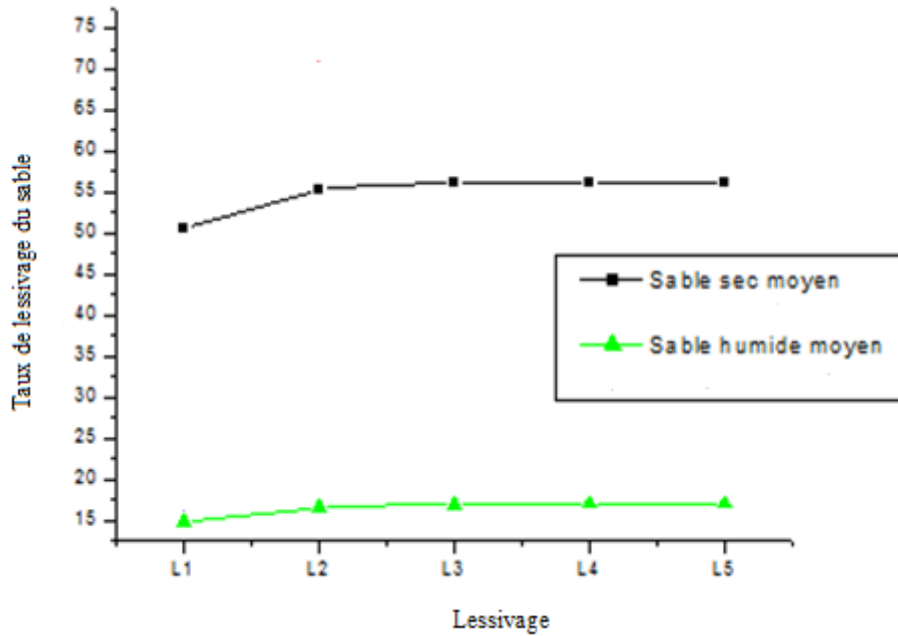


Figure 5.12. Taux de lessivage des sols moyen à l'état humide et sec

5.2.4. Comparaison des lessivages des sols sableux moyens et fins :

Les meilleurs rendements de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures sont repérés dans les sols sableux fins et humides à l'état sec. Ce rendement est supérieur pour le sable fin .

En état humide, la dépollution est très faible pour les deux sols sableux moyens humides (figure 5.13)

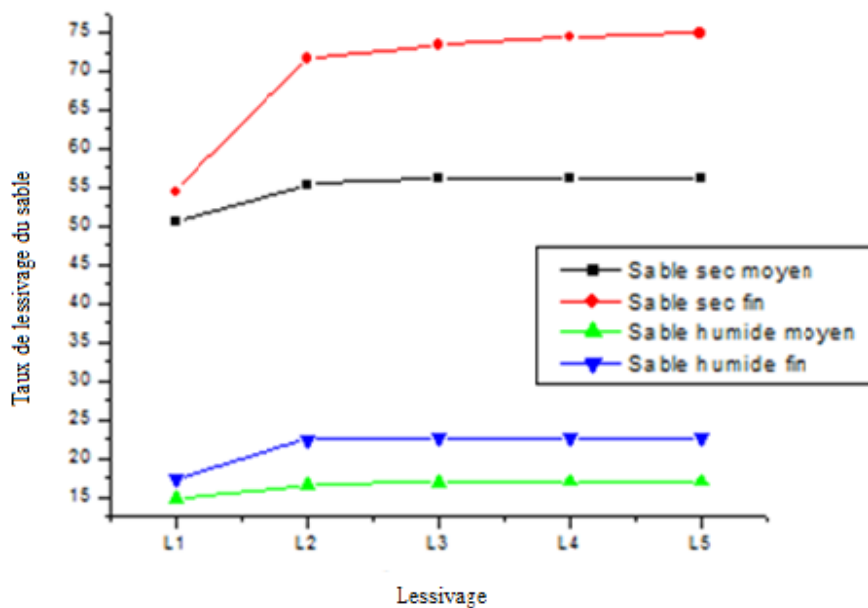


Figure 5.13. Comparaison des lessivages des sols sableux moyens et fins

Le taux de dépollution des sols sableux est représenté dans le tableau 5.13.

Tableau 5.13. Taux de dépollution des sols

Sable	Etat	Rendement
fin	humide	22-23%
	sec	74-75%
humide	humide	17-18%
	sec	56-57%

Les résultats d'expérimentation montrent que la dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures en particulier les sols sableux est très efficace dans les sols sableux fins à l'état sec et moins efficace dans les sols sableux secs à l'état humide.

Cette dépollution est la même pour les sols sableux moyens, élevée relativement en état sec et faible en état humide.

Il a été constaté également que la dépollution totale des sols contaminés par les hydrocarbures ne peut pas avoir lieu et les produits pétroliers ne peuvent pas être exclus définitivement des sols.

Il est clair que la quantité du produit pétrolier dans le sol, avec le commencement du lessivage diminue sensiblement, par la suite cette diminution se ralentit. Le contenu relatif du produit pétrolier tend à une certaine valeur constante par laquelle le lessivage est impossible (principalement le produit pétrolier contenu dans les pores impasse dans le sol- c'est son résidu).

Si le produit pétrolier est contenu dans un sol humide, comme règle, il est très mal lessivé par rapport à un produit pétrolier contenu dans un sol.

5.2.5. Application de la méthode de lessivage dans la nature :

Pour appliquer la méthode de lessivage dans les conditions naturelles il est nécessaire de connaître les quantités d'eau et du produit pétrolier dans le sol. Pour le cas d'un sol sableux contaminé par les produits pétroliers, on procède comme suit :

1-Prélèvement d'un échantillon de ce type de sol, sur plusieurs profondeurs dans les limites du sol lessivés ;

2-Détermination par la méthode standards la teneur de l'eau et du produit pétrolier ;

3-Lessivage du sol par la méthode proposé.

Les échantillons du sol doivent être pris du massif du sol sans perturbation de la structure du sol.

Le sol pollué dans une colonne d'essai est lessivé de la façon suivante :

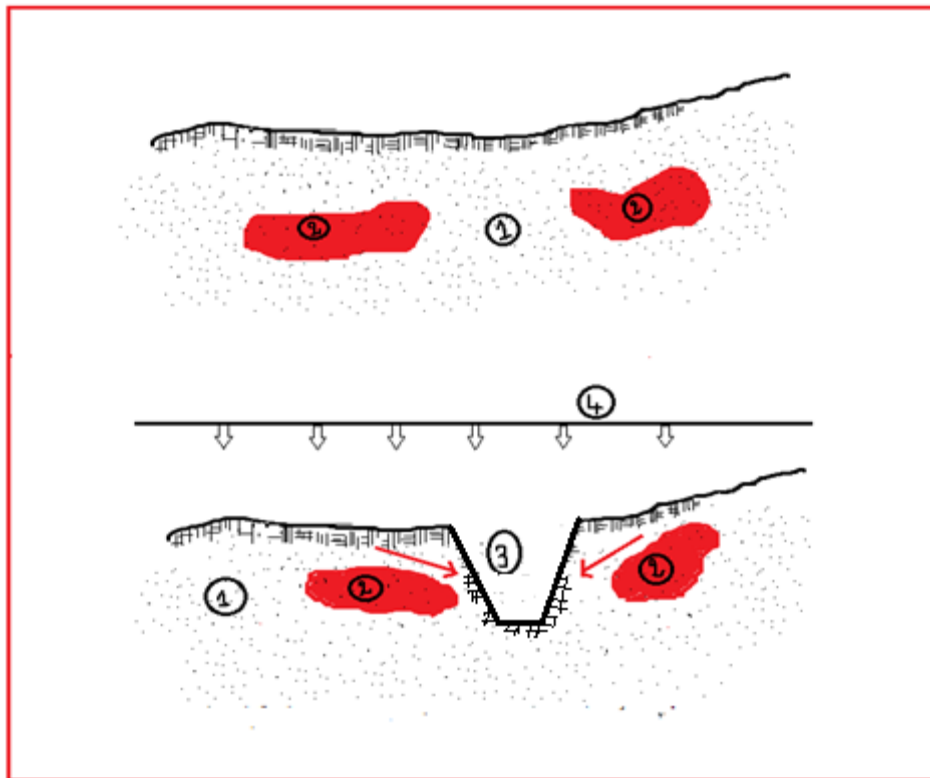
1-Le volume d'eau total doit être devisé et donné en plusieurs portions

2-On détermine après chaque dose ou chaque portion les volumes d'eau et du produit pétrolier sortis de la colonne, ainsi que les quantités retenues dans l'espace poreux du sol.

3-Le lessivage doit être fait d'une façon continue, tant que le lessivage du produit pétrolier ne s'arrête pas ou, se stabilise à un certain volume résiduel.

Le coefficients de perméabilité permettent de connaitre le temps nécessaire pour lessiver les sols contaminés.

A l'endroit de la zone polluée, on ouvre un drain de type canal découvert en terre (figure 5.14).



1 :sol, 2 : hydrocarbure, 3 : Drain(canal), 4 : Eau de lessivage

Figure 5.14. Méthode de lessivage dans la nature

Malheureusement, il n'existe pas un instrument spécial pour irriguer la zone polluée. Il est possible d'utiliser les pivots d'irrigations qui sont utilisés pour irriguer les périmètres arides.

On adopte une pente nécessaire au canal capable d'évacuer le produit pétrolier qui est mélangé avec de l'eau.

A la fin du canal, au moyen de la pompe hydraulique, on retire les quantités de produit pétrolier lessivées.

Comme il a été signalé plus haut, le lessivage des sols contaminés par les hydrocarbures ne permet pas une dépollution totale.

Pour une épuration complète, c'est-à-dire avec élimination des quantités résiduelles des produits pétroliers, il est possible d'appliquer d'autres méthodes qui sont la méthode physico-chimique et la méthode biologique.

Après lessivage des sols, dans le massif lessivé des produits pétroliers il existe des zones d'aération qui sont confortables pour les organismes vivants (bactéries) se nourrissant des produits pétroliers.

CONCLUSION

Conclusion Générale

Il est évident que les activités d'exploitation de pétrole et de raffinerie ont largement contribué à la connaissance économique partout dans le monde, en particulier en Algérie. Malheureusement, au cours de ces dernières années, les sols de quelques endroits à la région aride, et plus particulièrement de la région de Ouargla qui se trouve proche des champs pétroliers sont contaminés par les produits pétroliers. Ces produits sont considérés comme des polluants les plus menaçant de l'environnement.

La contamination des sols par les hydrocarbures est l'un des problème le plus fréquemment rencontré dans la nature. Il est primordial d'étudier le lessivage des sols contaminés par les produits pétroliers.

La première partie concerne la quantification des hydrocarbures contaminant la région agricole à N'goussa dont les sols sont sévèrement contaminés à cause d'une fuite au niveau d'une conduite appartenant à Sonatrach . Un diagnostic du site été établi.

Les travaux in situ nous ont permet de caractériser la zone polluante et identifier le sens d'écoulement et les zone d'extension affectées par la pollution. Dans cette phase de caractérisation, un dosage des polluants est réalisé , les teneurs en hydrocarbures totaux, sont compris en moyenne dans la couche (0-30cm) entre 0.01 et 2 g/ kg , et entre 0.3 et 164.3 g/kg dans la couche (30-60cm), et entre 0.03 et 82.4 g/kg Dans la couche (60-90cm).

Les valeurs obtenus nous ont indiqué une forte pollution dans cette région, aussi, les analyses nous ont permis de connaitre la couche la plus polluée qui est celle qui situe entre 30 cm et 60 cm. Les résultats obtenu nous ont également donné une idée sur l'endroit d'éclatement de la conduite et établir des cartes des paramètres physico-chimique du sol(pH, CE, CaCO₃ et le taux d'hydrocarbures). La connaissance de ces caractéristique permettra de gérer le risque de contamination dans la zone de N'goussa qui est considérée comme une meilleure zone pour l'agriculture.

La deuxième partie, travaux en laboratoire consiste à effectuer de lessivages des sols pour éliminer la pollution. Deux schémas de lessivages ont été réalisés, le premier dans un sable humide contaminé par le diesel, le deuxième dans un sable sec également contaminé par ce produit. Les sables utilisés sont des sables fins et moyens correspondant aux indices $c_{10}/c_{60} = 0.6952$ et $c_{10}/c_{60} = 0.3849$ respectivement.

Conclusion

L'expérience a été établie au moyen de 12 filtres en PVC, installés dans un support métallique. Les résultats obtenus montrent que dans les sols humides (sables fin et moyen), la dose de lessivage est égale à quatre fois le volume des pores du sable. D'autre part le lessivage des sols (sable fin et moyen) sec est égale à cinq fois le volume des pores.

Le rendement de lessivage dans les sols moyen sec atteint 76% qui est une valeur acceptable mais pas suffisante, et 56% dans le sable moyen sec. Par contre, dans le sable moyen humide la dépollution est de l'ordre de 15% et de 22% dans le sable fin humide. On constate que le lessivage à l'état humide est très mauvais par rapport à celui de l'état sec.

Les résultats de l'expérience de lessivage des sables (humide et sec) montre que la dépollution totale des sols contaminés par les hydrocarbures est limitée jusqu'à un taux constant pour lequel, le lessivage est impossible (principalement le produit pétrolier contenu dans les pores impasse dans le sol -c'est son résidu).

Pour appliquer les résultats obtenus concernant le lessivage des sols sableux contaminés par les hydrocarbures dans les conditions naturels, une méthodologie d'application a été établie.

Malheureusement dans ce cas le lessivage n'est pas suffisant, (56-75%) de dépollution dans les sables sec, et (15-22%) dans les sables humides.

Pour une épuration complète, c'est-à-dire avec élimination des quantités résiduelles des produits pétrolier, il est possible d'appliquer d'autres méthodes qui sont la méthode physico-chimique et la méthode biologique.

Après lessivage des sols, dans le massif lessivé des produits pétrolier il existe des zones d'aération qui est confortable pour les organismes vivant (bactéries) se nourrissant des produits pétroliers.

En perspective nous recommandons d'établir plusieurs expérimentations sur d'autre sols et d'autre types de polluants afin de dégager plusieurs méthodologie de lessivage des sols contaminés par les hydrocarbures. Nous recommandons également d'associer la méthode de lessivage aux méthodes bioremédiation pour éliminer entièrement la pollution des sols.

Références

Références

- A. Baklanov, O. Hanninen, L.H. Slørdal, J. Kukkonen, N Bjergene, B. Fay, 2007.** Atmos Chemistry Physics : 7 855–874.
- ABH. 2006.** Cadastre hydraulique du bassin hydrographique du Sahara septentrional, rapport de mission, Ouargla.5P.
- Abosedee EE. 2013.** Effect of crude oil pollution on some soil physical properties. Journal of Agriculture and Veterinary Science. ;6(3):14–17. doi: 10.9790/2380-0631417.
- A. Cachada, P. Pato, T. Rocha-Santos, D.S.E. Ferreira, 2012.**A.C. Duarte, Sci Total Environ 430184–192.
- A.C. Menzie, B.B. Potocki, J. Santodonato, 1992.**Environ Sci Technol 26 1278–1284.
- Adekambi EO.** Petroleum hydrocarbon pollution of Nigerian waters and sediments around Lagos and Niger Delta areas of Nigeria. PhD Thesis, University of Ibadan, Ibadan. 1989.
- AI-Bahrani K.S., Martin R.J., 1976,** Wat. Res., VoUO, 731-736 : Adsorption studies using gas-liquid chromatography - I. Effect of molecular structure.
- Aikman, M., Kantzas, A. and Mirotchnik, K., 2002.** Experimental work on the behaviour of synthetic soils contaminated with light hydrocarbon, and subsequent remediation thereof. Journal of Canadian Petroleum Technology 41(9): Pp 25-29.
- Aislabie JM, Balks MR, Foght JM, 2004** Mar 1.Waterhouse EJ Environ Sci Technol.; 38(5):1265-74
- Alexander, M. 2000.** Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. Environmental Science & Technology, 34, 4259-4265.
- Anna Klamerus-Iwan, Ewa Blońska, Jarosław Lasota, Agnieszka Kalandyk, and Piotr Waligórski , 2015.**Influence of Oil Contamination on Physical and Biological Properties of Forest Soil After Chainsaw Use. Water Air Soil Pollut. 2015; 226(11): 389.. PMID: PMC4628096.
- Arey J, Atkinson R., 2003.**Photochemical reactions of PAH in the atmosphere, in: P.E.T. Douben (Ed.), PAHs: an ecotoxicological perspective, John Wiley and Sons Ltd, New York, 2003, pp. 47–63.
- Armstrong, E.,Hutchinson, J. Unwin, T. 2004.**Fletcher,Environ Health Perspect 112 (9) 970–978.

Références

- Anja, E, Fredrik .R, Per W., Goran E., 2003.** A column method for determination of leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from aged contaminated soil. *Chemosphere* 54 (2004) 707–715.
- ANONYME, 2001.** Fundamentals Of Rock Properties. Second Edition Gulf Edition . *Gulf professional publishing. Reservoir Engineering Handbook-Ch.4.*
- API.1992.** Methods for the determination of petroleum hydrocarbons in soil. Revision 1. American Petroleum Inst. Washington, DC .
- API. 1992.**Methods for the determination of diesel range organics in soil. Revision 3. American Petroleum Inst. Washington, DC.
- API. 1992.**Methods for the determination of gasoline range organics. Revision 5. American Petroleum Inst. Washington, DC.
-
- Asia, L., 2012.** Analyse des hydrocarbures dans des sédiments superficiels de zones côtières Méditerranéennes (Golfe de Fos, Rade de Marseille et Massif des Calanques). Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université d'Aix-Marseille en Chimie Analytique. 175 p.
- Aubert, G. 1978.** Méthodes d'analyses des sols. 2ème Edition, Centre régional de Documentation Pédagogique, CRDP Marseille, 191 p.
- Baek, S.O., Field, R.A., Goldstone, M.E., Kirk, P.W., Lester, J.N. et Perry, R. (1991)** A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution*, 60, 279-300
- BAIZE D.2004.** Petit lexique de pédologie. INRA Éditions, Paris. 272 p.
- Baklanov A, Ha' nninen O, L.H. Slørdal, J. Kukkonen, N Bjergene, B. Fay, 2007 .***Atmos Chem Phys* 7 (2007) 855–874.
- Baudin,F ., Tribovillard,N . et Trichet,J .2007.** *Geologie de la matiere organique. pedologique de France*, Vuibert (ed.) 263 pages. SBN : 978-2-7117 -5396-3
- Bauw, D.H., Dewilde, P.G.M., Rood, G.A., Aalbers, T.G. 1991.** A standard leaching test, including solid-phase extraction, for the determination of PAH leachability from waste materials. *Chemosphere* 22, 713–722.
- Belguedj A/M. 1999.** Mise en valeur des terres Sahariennes et développement du palmier dattier en Algérie. In *Agroéconomie des Oasis (GRIDAO)*. Edition CIRAD, 1999, pp 71- 81.
- BONNARD & GARDEL. 2004 (B.G. 2004):** Etude d'assainissement des eaux résiduaires,

Références

pluviales et d'irrigation. Mesures complémentaires de lutte contre la remontée de la nappe phréatique. Mission II, rapport final, 110p.

Bonnard, M., Devin, S., Leyval, C., Morel, J.L., Vasseur, P. 2010. The influence of thermal desorption on genotoxicity of multipolluted soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, 955-960.

Brignon, J.-M., 2006. HAP. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. INERIS.

CALVET., 2003. le sol propriétés et fonction (tome1) contribution et structure, phénomènes aux interfaces, édition France agricole .p88.

Carnot Instituts,2013.Rencontres éco-technologiques - Paris 27 mai 2013 - Sols et sites : caractérisation, métrologie, dépollution

CASDAR (Compte d'Affectation Spécial pour le Développement Agricole et Rural),2011. Améliorer l'Efficacité Agro-environnementale des Systèmes Agroforestiers.France. p

CCME,2010 : (Canadian Council of Ministers of the Environment).Canadian soil quality guidelines for potentially carcinogenic and other PAHs: scientific criteria document. CCME: Winnipeg.

C. Dong, C. Chen, C. Chen, 2012. *Int J Environ Res Public Health* 9 2175–2188.

Chehma A, 2001. Le sahara en Algérie, situation et défis. CMEP TASSILI (N° 09 MDU 754).

Chiou C.T., Peters L..J., Freed V.H., 1979, *Science*, Vol. 206, 831-832 : Physical concept of soil-water equilibria for non-ionic organic compounds.

Chiou C.T., Malcolm R.L., Brinton T.L., Kile W.E., 1986, *Environ. Sei. Technol.*, Vol.20, 502-508 : Enhancement of some organic pollutants and pesticides by dissolved humic and fulvic acids.

Chiou, C.T., Sheng, G. et Manes, M. 20010. A Partition-Limited Model for the Plant Uptake of Organic Contaminants from Soil and Water. *Environmental Science & Technology*, 35, 1437-1444.

CORNET A. 1964. Introduction à l'hydrogéologie Saharienne. SNED, Alger Algérie, 572p.

Références

- C. Viglianti, Christine De Brauer, Valerie Laforest, Jacques Bourgois, 2008.** Meilleures techniques disponibles de lavage de sols contaminés par les HAP : Etude d'un procédé basé sur les cyclodextrines. "Congrès International Gestion Déchets Solides et Développement Durable (GDS/DD), Hammamet: Tunisie (2008)"
- Dalemont, E. 1998.** Le pétrole. Presses Universitaires de France, 135 p.
- Davis A.R., Hardin A.H. 1976,** Cano J. Spectroscopy, Vol. 21, n05, 139-143 : Raman spectral studies of organic molecules adsorbed at model sediment surfaces.
- Doonaert, B., Pichard, A. 2003.** Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Evaluation de la relation dose-réponse pour des effets cancérigènes : Approche substance par substance (facteur d'équivalence toxique - FET) et approche par mélanges. INERIS-DRC-0347026-ETSC-BDo-N°03DR177.
- Douben (Ed.),** PAHs. An ecotoxicological perspective, John Wiley and Sons Ltd, New York, pp. 47–63.
- Dragun J., 1988,** Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, MD, "The soil chemistry of hazardous materials".
- DUBIEF J. 1950.** Evaporation et coefficients climatiques au Sahara. Ed: Inst. Rech.Sah., Alger. Tome VI. pp. 13-43.
- DUBIEF J. 1953** .Essai sur l'hydrologie superficielle au Sahara. S.E.S., Alger, 457p.
- DUBIEF J. 1959.** Le climat du Sahara. Ed : Inst. Rech. Saha., Alger. Mémoire h.s. Tome I. 307 pages.
- Dubost D, 1991.** Ecologie Aménagement et développement agricole des Oasis Algériennes. Thèse de Doctorat d'université, 3 tomes, pp 544.
- Echourouk journal, 2015.** D'après M. Rouabeh, Publié le 12 août 2015.
- Echorouk journal, 2014.** D'après Hakim Azzi .Publié le 25 mai 2014
- Ehrman T. 1994.** Standard methods for the determination of extractives in biomass. Chemical analysis and testing task. Laboratory analytical procedure, National Renewable Energy laboratory (NREL). LAP 010.
- El Watane journal, 2004.** ELEVAGE CAMELIN .Le cheptel national menacé. Houria Alioua. Publié le 26 août 2004.

Références

- EPRI (Electric Power Research Institute), 2000.** Literature review of background polycyclic aromatic hydrocarbons. Final report; March.
- Éric Pili, 2008.** Stockage géologique des déchets. Pollutions des sols et du sous-sol : de la source à l'homme. Partie 2 Cours – Année 2008
- Farmer V.C., Mortland M.M., 1966,** J. Chem. Soc. (A), 344-351 : An infrared study of the coordination of pyridine and water to exchangeable cations in montmorillonite and saponite.
- Fine, P., Graber, E.R. and Yaron, B. 1997.** Soil interactions with petroleum hydrocarbons: abiotic processes'', Soil Technology, 10: Pp 133– 153
- FRANAENNEC J.P. ; LEPRINCE P. ; TREMBOUZE P. ; FAVENNEC J.P. ; EDERN Y, 1998.** Le raffinage de pétrole. Pétrole brut –produit pétrolier-schéma de fabrication tom5 .technip . Fuel. Applied and Environmental Microbiology ; 66(10) :4205 – 421.
- František Konečný et al., 2003.** Contamination of soils and groundwater by petroleum hydrocarbons and volatile organic compounds – Case study: ELSLAV BRNO. Bulletin of Geosciences, Vol. 78, No. 3, 225–239, 2003.
- GABET S., 2004.** Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Thèse de doctorat de l'université de Limoges, spécialité Chimie et Microbiologie de l'Eau, P 177.
- GARDI R. 1973.** Sahara. Ed: Kummerly et Frey, Paris, 3ème édition. pp. 49-51.
- GOBAT J.M., ARAGNO M., MATTHEY W. 2003.** Le sol vivant : Bases de pédologie, Biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes (Ed), 528p.
- Green R.E., Karickhoff S.W., 1990,** In H.H. Cheng ed., Soil Sci. Soc. Am. Book Series USA, "Pesticides in the soil environment: Processes, Impact and Modelling" : Sorption estimates for modelling.
- Grimaz S., Allen S., Stewart J., Dolcetti G., 2007.** Predictive evaluation of surface spreading extent for the case of accidental spillage of oil on ground. Chemical Engineering Transactions 11: Pp 389 - 394.
- GUENDOUZ A et MOULLA A.S. 1996.** Drainance de la nappe profonde du continental intercalaire vers les aquifères superficielles à Ouargla: argument isotopiques. Colloque internationale sur l'application des techniques isotopique dans les sciences de l'eau et du sol. Mahdia, Tunisie.

Références

HADJ-ABDERRAHMANE 1998. Etude hydrogéologique de la nappe phréatique de la cuvette d'Ouargla. Rapport interne ANRH, Ouargla.

HALILAT, 1998. Etude expérimentale de sable additionné d'argile, Thèse DOC .INA . Paris ,384 p.

HAMDI-AÏSSA B. 2001. Le fonctionnement actuel et passé de sol du Nord Sahara (Cuvette de Ouargla). Thèse de Doctorat en pédologie. I.N.A Paris Grignon, 275p.

Hamed MM. 2004. Screening level modeling of long-term impact of petroleum hydrocarbon contamination on fresh groundwater lenses in the Arabian Gulf Region. *Environmental Modeling and Assessment* 9: 253-264

Hatzinger, P. et Alexander, M. 1995 ,Effect of Aging of Chemicals in Soil on Their Biodegradability and Extractability. *Environmental Science & Technology*, 29, 537-545.

H.I. Abdel-Shafy, M.S.M. Mansour., 2016. *Egyptian Journal of Petroleum* 25, 107 123

Hjelmar, O., Broholm, K., Larsson, L., Wahlstrom, M., 2000. Development of tests for characterising the leaching of organic compounds from contaminated soil and waste products. Nordtest Technical Report 464, DHI Water and Environment in co-operation with SGI and VTT.

Hokstad JN, Faksness LG.,2000. Daling PS. SPE Paper 61468, presented at SPE Int. conf. on health, Safety & Environment in oil & gas exploration & production, Stavanger, Norway, 26-28 June.

Honeyman, B.D. et Santschi, P.H., 1988. Metals in aquatic systems. *Environmental Science & Technology*, 22, 862-871.

Huang J.C., Liao C.S., 1970, *Journal of the Sanitary Engineering Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 96 (SA5), 1057-1078 : Adsorption of pesticides by clay minerals.

jacques.beauchamp , 2002. pollution et dépollution des nappes d'eau souterraine. D.E.S.S. Qualité et gestion de l'eau.

Jaouen-Madoulet, A., Abarnou, A., Le Guellec, A. M., Loizeau, V. & Leboulenger, F.

2000. Validation of an analytical procedure for polychlorinated biphenyls, coplanar

Références

polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in environmental samples. *Journal of Chromatography A*, 886, 153-173.

J. Arey, R. Atkinson, 2003. Photochemical reactions of PAH in the atmosphere, in: P.E.T.

Jia, Y. G., Wu, Q., Shang. H. Yang, N. Zh., Shan, H. X. 2011. The influence of oil contamination on the geotechnical properties of coastal sediments in the Yellow River Delta, China. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 70: Pp 517–525.

J. Latimer, J. Zheng, 2003. The sources, transport, and fate of PAH in the marine environment, in: P.E.T. Douben (Ed.), *PAHs: an ecotoxicological perspective*, John Wiley and Sons Ltd, New York.

Jones, K.C., Stratford, J.A., Waterhouse, K.S., Vogt, N.B., 1989. Organic contaminants in welsh soils: Polynuclear aromatic hydrocarbons. *Environmental Science and Technology* 23, 540-550.

John O Osgood., 1975. Hydrocarbon dispersion in ground water : significance and characteristics. 2nd National Ground Water Quality Symposium. *Ground water*, Vol . 12, No. 6- P (427-438).

Karickhoff, S.W., 1981. Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere*, 10, 833-846.

Khamehchiyan, M., Charkhabi, H. A., and Tajik, M., 2007. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils. *Engineering geology* 89(3-4): Pp 220-229.

Klein, A. and Sarsby, R.W., 2000. Problems in defining the geotechnical behaviour of wastewater sludges. *ASTM Special Technical Publication (1374)*: Pp 74-87.

KOLLER EMILIAN. 2004. *Traitement des pollutions industrielles (eau, air, déchet, sol, boues)*. Edition DUNOD paris. P 277.

Koskinen W.C., Barber S.S. 1990, H.H. Cheng ed., *Soil Sci. Soc. Am. Book Series USA*, . In "Pesticides in the soil environment: Processes, ImPact and Modelling": The retention process: mechanisms.

K. Ravindra, R. Sokhi, R.V. 2008. *Grieken, Atmos Environ* 42 2895–2921.

Références

Kuyukina MS, Ivshina IB, Makarov SO, Litvinenko LV, Cunningham CJ, Philp JC., 2005. Effect of biosurfactants on crude oil desorption and mobilization in a soil system.

Environ Int. 2005 Feb; 31(2):155-61

Labud V, Garcia C, Hernandez T Chemosphere., 2007 .Effect of hydrocarbon pollution on the microbial properties of a sandy and a clay soil. 2007 Jan; 66(10):1863-71.

Landrum P.F., Nihart S.R., Eadle B.J., Gardner W.S., 1984, Environ. Sei. Technol., Vol.18, 187-192 : Separation method for determining pollutant binding to Aldrich humic acid and dissolved organic carbon of natural waters.

Latimer J, Zheng J,2003, The sources, transport, and fate of PAH in the marine environment, in: P.E.T. Douben (Ed.), PAHs: an ecotoxicological perspective, John Wiley and Sons Ltd, New York.

Lavoisier,1998. Lecomte P. Les sites pollués : Traitement des sols et des eaux souterraines., Tec. et Doc., Paris, 204p;

LEFEBRVE. 1978. « livre Chimie des hydrocarbure, edt Technip, paris. 277p.

LEGER 2003. Mesures de lutte contre la remontée de la nappe phréatique, ONA,BG.

LE HOUEROU H.N., 1990. Définition et limites bioclimatiques du sahara. sècheresse, 1 (4) .pp. 246-259.

LE HOUÉROU, H.N.2001. Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. Journal of Arid Environments, 48, 103-128.

Lemiére B et al., 2009. Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Document de BRGM 300, 155(p).

L. Valenti'n, A. Nousiainen, and A. Mikkonen., 2013. Introduction to Organic Contaminants in Soil: Concepts and Risks 5. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2013,

Mackay, D., Ma, K.C., Shiu, W.Y., 1992. Illustrated handbook of physical–chemical properties and environmental fate for organic chemicals. In: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, Polychlorinated Dioxins and Dibenzofurans, vol. 2. Lewis Publishers, NY, USA.

Mackay, D., Shiu, W.-Y., Ma, K.-C. et Lee, S.C. 2006. Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals, Second Edition. CRC Press.

Références

- Magdalena Borowiec et al., 2008.** Effects of petroleum stations on the contamination of the soil environment. *Czasopismo techniczne*. ISSN1897-6298.
- MARGAT J. 1990.** Les gisements d'eau souterraine. *La Recherche*, 596 p.
- Martinelli, I., 1999.** Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert des polluants associés dans le sol urbain: vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat en conception en bâtiment et techniques urbaines de l'institut national des Sciences Appliquées de Lyon, 207 p.
- Masih. A. Taneja, 2004.** *Chemosphere* 65 449–456.
- Menzie, C.A., Potocki, B.B. et Santodonato, J. 1992.** Exposure to carcinogenic PAHs in the environment. *Environmental Science & Technology*, 26, 1278-1284.
- M.J. Suess, (1976).** *Science Total Environement* 6 239–250.
- MONOD T., (1992).** Du désert. *Sécheresse*, 3(1). pp. 7-24.
- Menzie A., Potocki C, J. Santodonato, 1992.** *Environ Sci Technol* 26 (1992) 1278–1284.
- Murphy, E.M., Zachara, J.M. et Smith, S.C. 1990.** Influence of mineral-bound humic substances on the sorption of hydrophobic organic compounds. *Environmental Science & Technology*, 24, 1507-1516
- Newell C. J., O'Connor J.A 1998.** Characteristics of Dissolved Petroleum Hydrocarbon Plumes, *American Petroleum Institute Bulletin*, n°8, 8p.
- NEZLI I . E., ACHOUR S ., DJABRI L. 2007.** Approche géochimique des processus d'acquisition de la salinité des eaux de la nappe phréatique de la basse vallée de Oued M'ya (Ouargla). *Journal*, ISSN 1112-3680, n°03, Décembre 2007, pp.121-134
- O.N.M.2011,** *Donnée climatique*, Office Nationale de Météorologie TOUGGOURT.
- OSS, 2003 a et b.** *Système Aquifère du Sahara Septentrional, Rapport interne. Annexes.* Tunis, Tunisie, 229p.
- Osuji, L. and Ezebuoro, P., 2006.** Hydrocarbon contamination of a typical mangrove floor in Niger Delta, Nigeria. *International Journal of Environmental Science and Technology* 3(3): Pp 313-320.

Références

OULD BABA SY M. 2005 .Recharge et paléorecharge du Système Aquifère du Sahara Septentrional. Thèse de Doctorat, Université de Tunis El Manar, 261p.

OZENDA P ., 1991.Flore de sahara (3 édition mise à jour et augmentée) Paris , Editions du CNRS. 662 pages. + Cartes.

Park, K., Sims, R., Dupont, R., Doucette, W., Matthews, J., 1990. Fate of PAH compounds in two soil types: influences of volatilization, abiotic loss and biological activity. Environ. Toxicol. Chem. 9, 187–195.

Quyum A, Achari G, Goodman RH Sci; 2002 .Effect of wetting and drying and dilution on moisture migration through oil contaminated hydrophobic soils. Total Environ. 296(1-3):77-87. Hydrocarbon spills on Antarctic soils: effects and management.

Rahman, Z. A., Hamzah, U., Taha, M. R., Ithaian N. S. and N. Ahmad, N., 2010(b). Influence of Oil Contamination on Geotechnical Properties of Basaltic Residual Soil. American Journal of Applied Sciences 7(7): Pp 941-948.

REDLICH G., VERDURE C., 1975. Le comportement physique des tourbes en cours de culture PHM, Revue horticole. P 13-20.

Reemtsma, T., Mehrtens, J., 1997. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) leaching from contaminated soil by a column test with on-line solid phase extraction. Chemosphere 35, 2491–2501.

Rehman, H., Abduljawwad, S and Akram, T., 2007. Geotechnical behavior of oilcontaminated fine-grained soils. Electronic Journal of Geotechnical Engineering, [Accessed May 15, 2010].

Riccardi C, Di Filippo P , Pomata D , Di Basilio M, Spicaglia S, 2013. Science Total Environnement 450 (2013) 13–21.

ROGNON, P. -1994. Biographie d'un désert : le Sahara. Ed. Le Harmattan, Paris, 347 p

SALLE C, DEBYSER J. 1979.Formation des gisements de pétrole, étude des phénomènes géologique fondamentaux .Technip, p.1.

Semple, K.T., Morriss, A.W.J. et Paton, G.I. 2003. Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. European Journal of Soil Science, 54, 809–818.

Références

Sharma, H. D. and Reddy, K. R., 2004. Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies, New Jersey: John Wiley.& Sons Inc.

Sims J.L., Sims R.C., Matthews J.E., 1990, Hazard. Waste & Hazard. Mat., Vol.7, n02, 117-149 : Approach to bioremediation of contaminated soil.

SOLTANI M., 2004. Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse de doctorat de l'université Paris 6, spécialité chimie analytique.

Sutton NB, Maphosa F, Morillo JA, Abu Al-Soud W, Langenhoff AA, Grotenhuis T, Rijnaarts HH, Smidt HAppl. 2013. Impact of long-term diesel contamination on soil microbial community structure. Environ Microbiol. 2013 Jan; 79(2):619-30.

Tahar I. 2007. Le problème des excédents hydriques à Ouargla : situation actuelle et perspectives d'amélioration, Sécheresse vol. 18, n° 3, juillet-août-septembre 2007, 162p.

Tissot, B.P. et Welte, D.H. 1984. Petroleum formation and occurrence. Springer Verlag, Berlin, 699 pages.

Touahri Abdeldjabar. 2011. Datation des eaux des nappes du complexe terminal et de la nappe phréatique du Sahara d' Ouargla, these magister, 36p)

Tuncan, A. and Pamukcu, S. 1992. Predicted mechanism of crude oil and marine clay interactions. Proceedings of Environmental Geotechnology, May 25-27, Cesme, Turkey: Taylor and Francis.

UNESCO 1972. Projet ERESS; Etude des Ressources en Eau du Sahara Septentrional, et rapport sur les résultats du Projet REG-100, UNESCO, Paris (1972).

U.S.EPA. 2003. New test methods 8000C for determinative chromatographic separations. March 2003.

Valenti´n. L et al. 2013. Introduction to Organic Contaminants in Soil: Concepts and Risks. , Emerging Organic Contaminants in Sludges: Analysis, Fate and Biological Treatment, Hdb Env Chem (2013) 24: 1–30. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Vassigaud, S. 2007. Remobilisation des hydrocarbures aromatiques polycycliques de terres industrielles de cokerie et mécanismes impliqués dans le « vieillissement » du fluoranthène. Thèse en Sciences Agronomiques, Institut National Polytechnique de Lorraine.

Références

Wahlstrom M. et al., 1994. Leaching of organic contaminants € from contaminated soils and waste materials. In: Goumans, J.J.J.M., van der Sloot, H.A., Aalbers, T.G. (Eds.), International Conference on Environmental Implications of Construction Materials and Technology Developments. Elsevier, Maastricht, The Netherlands, pp. 257–270.

WAKIM J. 2005. Influence des solution aqueux sur le comportement mécanique des roches argileuses. Thèse doctorat de l'école nationale supérieur des mines de paris.

Walters, R.W., Luthy, R.G. 1984. Equilibrium adsorption of polycyclic aromatic-hydrocarbons from water onto activated carbon. Environ. Sci. Technol. 18, 395–403

William BJ. 2007.The origin of Soxhlet extractor. Journal of Chemical Education,; 84: (12). p 1913.

Ying Wang, Jiang Feng, Qianxin Lin, Xianguo Lyu, Xiaoyu Wang .2013. Effects of crude oil contamination on soil physical and chemical properties in Momoge wetland of China. Volume 23, Issue 6, pp 708–715.

Youdeowei, P. O. 2012 Fate of Subsurface Migration of Crude Oil Spill: A Review, Crude Oil Exploration in the World < www.intechopen.com> [Accessed on 17th August. 2012]

Y. Zhang, S. Tao, 2008.Atmos Environ 43 812–819.

Z. Wang, P. Ren, Y. Sun, X. Ma, X. Liu, G. Na,2013. Environnement Science Pollution Ressources: China 20 5753–5763.

ANNEXES

Annexe 1

Photos des catastrophes causées par les accidents pétrolières



Photo 1



Photo 2



Photo 3

Annexe 2

Annexe 2

I.5. Détermination de la matière organique (méthode Anne)

Le principe

Le carbone organique est oxydé par le dichromate de potassium en milieu sulfurique. Le bichromate doit être en excès, la quantité réduite est en principe proportionnelle à la teneur en carbone organique.

Mode opératoire :

- Suivant la teneur estimée en matière organique, pesé 0,25 à 1g de sol. La prise d'essai ne doit pas contenir plus de 30mg de carbone organique.
- Placer la prise d'essai dans un ballon en verre pyrex de 150 à 250ml, à col roder adaptable sur la colonne réfrigérant.

Ajouter :

- 10ml de solution aqueuse de bichromate de potassium à 8% et 15ml d'acide sulfurique pur.
- Porter le ballon sur une chauffe ballon électrique, le raccorder au réfrigérant ascendant.
- Obtenir une ébullition modérée pour suivre l'ébullition durant 5 minutes après la chute de la première goutte de condensation.
- Laisser refroidir lentement.
- Si le contenu du ballon est passé durant l'ébullition à la couleur verte, il s'averse que l'excès de bichromate est insuffisant. Dans ce cas, recommencer en réduisant la prise d'essai de moitié.
- Transvaser le contenu du ballon dans une fiole jaugée 100ml.
- Ajuster à 100ml avec l'eau de rinçage du ballon.
- Après refroidissement de la fiole, ajuster de nouveau à 100ml autant de fois qu'il est nécessaire.
- Homogénéiser le contenu de fiole.
- Prélever à l'aide d'une pipette, 20ml du contenu de la fiole, et le verser dans une bécher de 400ml.
- Ajouter dans le bécher 200 ml d'eau distillée, 1,5g de NaF et 3 à 4 gouttes de diphénylamine.

- Placer le bécher sur un agitateur magnétique sous une burette graduée.
- Agiter et doser l'excès de bichromate à l'aide d'une solution de Mohr à 0,2N, au cours du titrage la solution passe successivement par les couleurs suivantes : brun, noirâtre, violet puis vert le virage sous à la goutte.

Expression des résultats

- Soit « X » le volume en ml de solution de Mohr versée dans l'essai à blanc.
- Soit « Y » le volume en ml de solution de Mohr versée.
- La différence $(X - Y)$ donne la quantité en ml de solution de Mohr à 0,2N correspond à une même quantité de bichromate à 0,2N ayant oxydée le carbone organique.

Le produit $(X - Y) \times 0.615$ permet d'obtenir le poids C en mg contenu dans les 20 ou 10ml de solution dosée.

- Le poids contenu dans la prise d'essai égale à $(X - Y) \times 0.615 \times (5 \text{ ou } 10) \dots \text{mg}$.
- La matière organique est donnée par : $\text{MO \%} = \%C \times 1,72$

Remarque :

- Pour les sols pauvres en matière organique, on prend 1g de sol comme échantillon.
- Pour les sols riches en matière organique, on prend 0,5g de sol comme échantillon.
- Pour notre travail on a pris 1g de sol à l'état naturel, pour les autres échantillon on a pris 0,5g.

Annexe 3

Mesure les paramètres chimiques

1)- MESURE pH

I. Avec un indicateur coloré:

Zones de virage de quelques indicateurs colorés acido-basiques :

- Rouge de méthyle (pKA = 5,0)
- Bleu de bromothymol (pKA = 7,1) :
- Phénolphtaléine (pKA = 9,6) :

Dans le cas de la phénolphtaléine, qui est un indicateur coloré unicolore, ce n'est pas la zone de virage qui est utilisée pour repérer l'équivalence mais le pH du début de la zone de virage.

II. Description du pH-mètre:

- Un pH-mètre est constitué d'une sonde de mesure reliée à un voltmètre électronique gradué en unité de pH.
- La sonde de mesure est constituée d'une électrode de verre et d'une électrode de référence; ces deux électrodes peuvent être séparées ou combinées.
- La différence de potentiel u qui apparaît aux bornes de la sonde est une fonction affine du pH: $u = a - b \cdot \text{pH}$, où a et b sont des coefficients positifs qui dépendent de la température et de la nature des deux électrodes. Il est donc nécessaire d'étalonner un pH-mètre avant toute mesure.
- Le voltmètre électronique peut être analogique ou numérique.

2)- MESURE DE LA CONDUCTIVITE DE L'ECHANTILLON

On mesure la conductivité avec un appareil qui se compose d'une cellule de verre

- Calibrer le conductimètre.
- Introduire la cellule de conductimètre au centre du récipient de la solution du sol ou de l'eau d'irrigation. Les deux électrodes doivent être bien immergées dans la solution
- Lire la conductivité.

Mesurer la température de la solution.

- Laver la cellule avec de l'eau distillée.

1- Conversion conductivité extrait 1/5 \rightarrow % sels de la terre sèche:

Pour calculer la concentration des minéraux pour avec précision déterminer la quantité de l'eau pour lessiver ces sols il faut déterminer la conductivité extrait 1/5 mais les résultats ne sont pas réelles.

Annexe 4

Paramètres physicochimique des sols étudiés

Tableau 1 : Variation de la conductivité électrique (CE) en mS dans le sol

Couche (cm) du sol	Profil1	Profil2	Profil3	Profil4	Profil5
0-30 cm	2.7-5.6	3.1-7.1	1.37-3.14	0.89-7.4	1.24-2.85
30-60cm	3.4-7.2	2.8-7.9	2.02-3.83	1.53-7.8	1.4-3.53
60-90cm	4.1-8.2	3.6-8.6	1.1.-4.87	2.59-8.0	1.12-2.82

Tableau 2 : Variation de pH dans le sol

Couche (cm) du sol	Profil1	Profil2	Profil3	Profil4	Profil5
0-30 cm	7.6-8.08	7.9-8.8	7.4-8.6	6.75-8.8	8.3-8.5
30-60cm	7.5-8.5	7.86-8.1	8.1-8.6	7.3-8.7	7.8-8.6
60-90cm	7.2-7.6	7.22-8.9	7.8-8.47	7.1-8.7	7.8-8.1

Tableau 1 : Variation de CaCO₃ en % dans le sol

Couche (cm) du sol	Profil1	Profil2	Profil3	Profil4	Profil5
0-30 cm	1.14-2.74	2.03-3.16	1.37-4.87	1.93-3.49	1.24-2.58
30-60cm	1.24-4.41	1.28-3.34	1.9-3.83	1.7-4.77	1.4-3.53
60-90cm	1.38-3.81	1.53-3.86	1.1-3.34	1.34-4.81	1.12-2.82

Tableau 1 : Variation de TPH en g/kg dans le sol

Couche (cm) du sol	Profil1	Profil2	Profil3	Profil4	Profil5
0-30 cm	0.01-0.31	0.19-0.37	0.05-1.3	0.14-2.01	0.01-0.05
30-60cm	0.3-14.3	0.61-98.2	0.3-164.3	1.69-121.9	0.43-1.1
60-90cm	0.01-9.3	0.11-23.2	0.06-82.4	0.03-32.1	0.13-0.3

Annexe 5

Le taux de calcaire: (Calcimètre de Bernard)

Etalonné l'appareil avant chaque série de mesure avec 0,300g de CaCO₃ pur et sec par la même procédé que les mesures proprement dite.

Soit v le volume de CO₂ obtenu, pesé un poids p de terre (1 à 10g suivant la teneur en CaCO₃).

Placer l'échantillon dans un flacon à doigt humidifié légèrement.

Introduire dans le doigt 5cm³ de Hcl au 1/2 à l'aide d'une pipette (codé si nécessaire).

Fermer le flacon à l'aide d'un bouchon de caoutchouc portant le tube de dégagement et un petit tube fermé par une pince.

Régler l'appareil à 0 à l'aide de l'ampoule à eau, en maintenant la pince ouverte, ensuite fermer la pince.

Verser progressivement Hcl en incluant le flacon, maintenir la pression égale à la pression atmosphérique en abaissant l'ampoule pour lire le volume dégagé "v", pour que le résultat soit correct. Il est nécessaire que "V" et "v" soient du même ordre de grandeur.

$$\text{CaCO}_3\% = (0,3 V_{\text{sable}} / V_{\text{caco3}} \cdot P) \cdot 100$$

P : le poids de l'échantillon.