

UNIVERSITE DE LIMOGES

ECOLE DOCTORALE Science – Technologie – Santé
FACULTE des Sciences et Techniques

Année universitaire : 2004N° : 47

Thèse

pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE DE LIMOGES

Discipline : Chimie et Microbiologie de l'Eau

Présentée et soutenue par

Mohamed Ould Sid'Ahmed Ould KANKOU

Le 29 novembre 2004 à 10h30.

VULNERABILITE DES EAUX ET DES SOLS DE LA RIVE DROITE DU FLEUVE SENEGAL EN MAURITANIE – ETUDE EN LABORATOIRE DU COMPORTEMENT DE DEUX PESTICIDES

Directeur de Thèse

Josiane AYELE

JURY

Président :

M.M. BAUDU Professeur, Université de Limoges

Rapporteurs:

M.D. BARILLIER Professeur, Université de Caen
M.A. MONTIEL Directeur de Qualité de la SAGEP

Examineurs :

Mme J. AYELE Maître de Conférences, Université de Limoges
M.G.P. HUSSON Maître de Conférences, Université de Paris V
M.G. MATEJKA Professeur, Université de Limoges
M.B.M. SEMEGA Professeur, Université de Nouakchott

Invité : Représentant du Ministère de l'Hydraulique et de l'Energie de Nouakchott,
Mauritanie.

A ma famille et à toute la Mauritanie.

REMERCIEMENTS

Au moment où j'apporte les dernières retouches à mon travail, je tiens à remercier mon Directeur de Thèse Mme J.AYELE de ses conseils précieux et sa disponibilité tout le long de mes séjours à Limoges et même à Nouakchott. C'est grâce à vous que le travail a pris cette forme. D'autre part, il m'était toujours agréable de travailler avec vous pendant ces quatre années.

J'exprime toute ma gratitude et mes remerciements au Directeur du Laboratoire M. M.BAUDU. L'appui financier du Laboratoire et la mise à ma disposition de tous les moyens dont j'avais besoin pour travailler sont deux exemples de soutien considérable. Votre Présidence du Jury a été aussi pour moi un honneur.

Je tiens à remercier M A.MONTIEL de la SAGEP de Paris d'avoir accepté d'être mon rapporteur, pour ses pertinentes recommandations ainsi que pour son aide pour la détermination des organochlorés dans des échantillons d'eau du fleuve Sénégal. Je remercie Monsieur D.BARILLIER de l'Université de Caen d'avoir bien voulu être rapporteur de cette Thèse et pour ses précieux conseils.

Je tiens particulièrement à exprimer toute ma gratitude à M. G P HUSSON de l'Université de Paris V d'avoir accepté d'examiner ce travail. Mes sincères remerciements à M. G.MATEJKA d'avoir bien voulu examiner ce travail mais aussi d'être à l'origine de mon inscription à l'Université de Limoges. Je remercie M. B.SEMEGA de sa participation au Jury comme examinateur malgré l'éloignement de l'Université de Nouakchott de Limoges.

Toute ma gratitude et ma reconnaissance à M. le Doyen de la FST de Nouakchott pour son appui financier en Mauritanie et ses encouragements.

Que tous les enseignant-chercheurs du LSEE trouvent ici l'expression de mes remerciements pour leurs aides tout le long de ces quatre années : M.G.GIBAUD, M. F.BORDAS, M B.SERPAUD, M.C.BOLLINGER et Mme V.DELUCHAT.

Je remercie mes collègues de la FST de Nouakchott surtout ceux du Département de Chimie de leur aide. Mes remerciements pour les Techniciens du Département de Chimie de la FST de Nouakchott : AHMED HABIB, MOHAMED CHEIKH et les autres.

Que M. R.SHUKRI et Mme M.GASTEIGNAU trouvent ici l'expression de toute ma gratitude pour leur appui tout le long de ma période au sein du LSEE.

Mes remerciements vont aussi à tous les étudiant-chercheurs du LSEE et particulièrement Mme L DORTIGNAC.

Mes remerciements à Mme M SAVARY du LSEE et tous ceux qui ont apporté leur concours à la réalisation de travail de loin ou de près.

J'adresse mes sincères remerciements et toute ma reconnaissance à la COOPERATION FRANCAISE qui a financé ce travail et qui a pu organiser parfaitement en fonction de ma demande mes séjours en France par le biais de l'EGIDE.

Mes remerciements à toute personne physique ou morale qui a contribué de près ou de loin à ce travail.

SOMMAIRE

SOMMAIRE.....	5
INTRODUCTION.....	10
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	14
ILA RIVE DROITE DU FLEUVE SENEGAL.....	15
I.1Présentation générale.....	15
I.1.1Géographie.....	15
I.1.2Géologie et géomorphologie.....	15
I.1.3Conditions climatiques.....	16
I.1.4La végétation.....	18
I.2Le fleuve Sénégal et le delta.....	18
I.2.1Historique du Fleuve Sénégal.....	19
I.2.2Conséquences des aménagements.....	19
I.2.3La santé publique.....	21
II POLLUTION DES EAUX.....	22
II.1Généralités sur la pollution.....	22
II.1.1Mode de pollution.....	22
II.1.2Les Types de pollution.....	23
II.2La Mauritanie et la pollution.....	24
II.2.1Les pesticides.....	24
II.2.2Les eaux.....	26
II.2.3Les sols.....	28
II.2.4 Impact de la pollution sur la santé humaine.....	30
III TRAITEMENTS ET MÉTHODES D'ANALYSE DE L'EAU.....	32
III.1Les traitements de l'eau.....	32
III.1.1Le traitement classique physico-chimique.....	32
III.1.2 La filtration lente.....	34
III.2Méthodes d'analyse des pesticides.....	35
III.2.1Le prétraitement des échantillons.....	36
III.2.2 Les méthodes de dosage.....	37
IV LES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT.....	39
IV.1Les pesticides : Généralités.....	39

IV.1.1 Les formulations commerciales.....	39
IV.1.2 Toxicité des pesticides.....	40
IV.1.3 Réglementation.....	40
IV.2 Devenir des pesticides dans l'environnement.....	41
IV.2.1 Contamination.....	41
IV.2.2 Dégradation.....	42
IV.2.3 Les mécanismes de fixation et de transfert.....	45
VLES PARAMETRES DE L'ADSORPTION.....	50
V.1 Isothermes d'adsorption.....	50
V.1.1 Coefficient de partage.....	51
V.1.2 Coefficient de Partage carbone organique et eau (Koc).....	51
V.2 Les modèles d'adsorption.....	52
V.2.1 Le modèle de Freundlich.....	52
V.2.2 L'indice de mobilité de Gustafson : GUS.....	53
V.2.3 Le modèle de Langmuir.....	53
V.2.4 Modèles Mathématiques.....	53
PRODUITS, MATERIELS ET METHODES.....	56
I LES TRAVAUX DE TERRAIN.....	57
V.3 Sites d'échantillonnage.....	57
V.4 Enquête.....	58
V.5 Echantillonnage.....	59
V.5.1 L'eau du fleuve.....	59
V.5.2 Les sols du Delta.....	59
V.6 Les matières actives	60
V.6.1 Le méthylparathion.....	60
V.6.2 2,3-dichloropropionanilide	61
V.7 METHODOLOGIE DE TRAVAIL.....	62
V.7.1 Etude préliminaire.....	62
V.7.2 Comportement et adsorption des pesticides.....	64
VIMETHODES D'ANALYSES ET EXPLOITATION DES RESULTATS.....	69
VI.1 Les techniques d'Analyse.....	69
VI.1.1 Dosage volumétrique	69

VI.1.2	Dosages spectroscopiques.....	69
VI.1.3	Spectrométrie UV.....	70
VI.1.4	Dosage par HPLC.....	70
VI.1.5	Chromatographie ionique.....	71
VI.1.6	Absorption atomique.....	72
VI.2	Exploitation des résultats.....	72
VI.2.1	Etude en réacteur discontinu.....	72
VI.2.2	Etude en réacteur dynamique.....	74
RESULTATS ET DISCUSSION.....		76
II ETUDE PRÉLIMINAIRE SUR LE TERRAIN.....		77
VI.3	Présentation de la zone d'étude.....	77
VI.4	Enquête.....	79
VI.4.1	L'eau de boisson.....	79
VI.4.2	Les pesticides et les comportements à risque.....	79
VI.5	Les eaux.....	81
VI.5.1	Analyses des pesticides	81
VI.5.2	Détermination de certains métaux.....	81
VI.5.3	Caractéristiques générales de l'eau du fleuve.....	82
VI.5.4	Conclusion.....	87
VI.6	Etude des Sols	88
VI.6.1	Traces de pesticides et HPA dans les sols.....	88
VI.6.2	Caractéristiques des sols	89
VI.6.3	Anions et cations re mobilisables à partir des sols par l'EUP	90
VI.6.4	Conclusion.....	91
III ETUDE EN LABORATOIRE DES PESTICIDES.....		92
VII.1	Etude préliminaire de l'absorption UV.....	92
VII.1.1	2,3-dichloropropionanilide (DCPA) et son métabolite la 2,3-dichloroaniline.....	92
VII.1.2	Methylparathion (MP) et son métabolite le paranitrophénol (PNP).....	93
VII.1.3	Conclusion.....	94
VII.2	Dégradation des deux molécules mères en solution aqueuse.....	94
VII.2.1	Introduction à l'étude.....	94
VII.2.2	Dégradation dans l'Eau UP.....	95

VII.2.3Influence du pH	95
VII.2.4Influence de la salinité.....	97
VII.2.5Conclusion.....	99
VII.3Etude de l'adsorption sur sol en réacteur discontinu.....	99
VII.3.1Etude cinétique.....	99
VII.3.2Les isothermes d'adsorption du MP et 2,3-DCPA sur les cinq sols.....	100
VII.3.3Exploitation selon Freundlich et discussion	104
VII.3.4Paranitrophénol	105
VII.3.5Conclusion.....	107
VII.4Etude en réacteur dynamique sur colonne de sols.....	107
VII.4.12,3-dichloropropionanilide (DCPA).....	108
VII.4.2Méthylparathion.....	112
VII.4.3Le paranitrophénol (PNP).....	116
VII.5Comparaison des Comportements du 2,3-DCPA et du MP sur les sols.....	119
VII.5.1Capacités d'adsorption.....	120
VII.5.2Les pourcentages fixés par rapport à la quantité éluee de produit.....	122
VII.5.3Le volume d'EUP percolé lors de la phase de désorption.....	124
VII.5.4Discussion	125
VII.6Conclusion partielle.....	126
CONCLUSION GENERALE.....	128
BIBLIOGRAPHIE.....	132
LISTE DES FIGURES.....	146
LISTE DES TABLEAUX.....	150
ANNEXE I.....	154

INTRODUCTION

Depuis plus de soixante ans, les pesticides sont utilisés dans le monde. Un usage intensif a vu le jour très rapidement dans la majorité des pays développés ; mais quelques années après les chercheurs ont pris conscience du danger que cause l'usage de façon irrationnelle des produits phytosanitaires à l'environnement. Si aujourd'hui, l'utilisation des produits phytosanitaires dans ces pays est très réglementée et surveillée, c'est grâce à une opinion publique de plus en plus exigeante et soucieuse de son lendemain. Dans les pays en voie de développement et en Afrique particulièrement, l'usage des pesticides est plus récent mais certes beaucoup plus inquiétant que partout ailleurs dans le monde. En effet la méconnaissance par une frange importante des populations africaines des conséquences néfastes de l'utilisation abusive des pesticides et les conditions climatiques très particulières pour certains pays font craindre des catastrophes si cette frange de citoyens est laissée à son

sort. Certes, les pays africains ont plus que beaucoup d'autres pays du monde besoin de pesticides pour éradiquer certaines maladies (paludisme) qui font encore des ravages et pour lutter contre les ennemis des cultures en vue d'assurer leur sécurité alimentaire qui est de plus en plus compromise de nos jours par d'autres fléaux. Mais ils doivent bénéficier de cette expérience non négligeable qui s'est déjà accumulée le long de cette période sur la maîtrise de l'utilisation des produits phytosanitaires, l'adapter et l'enrichir avec leur savoir-faire en vue de mettre en place une lutte garantissant un développement harmonieux et durable de leur écosystème qui est déjà très fragilisé par certains phénomènes naturels.

Le devenir des pesticides concerne tout le milieu naturel dans son ensemble, sol, eau et air. L'usage de produits phytosanitaires est susceptible de contaminer tous les compartiments de l'environnement. Mais le passage par les sols reste incontestablement la première étape ; c'est pourquoi il est crucial d'étudier le devenir des pesticides sur différents sols en vue de comprendre, ou mieux de prédire leur répartition ultérieure dans l'environnement ou toutes leurs transformations futures dans ces divers compartiments. La dégradation et la dispersion des pesticides sont des phénomènes compétitifs qui se déclenchent dès que les produits phytosanitaires sont épandus sur le sol. La volatilisation est le phénomène de dispersion dans l'air alors que le ruissellement et l'infiltration engendrent respectivement la pollution des eaux de surface et des eaux souterraines.

Ce travail s'intéresse à l'étude du comportement de deux pesticides et de leur ultime métabolite sur cinq échantillons de sols du delta de la rive droite du fleuve Sénégal. Les pesticides étudiés sont le méthylparathion (MP), son métabolite le paranitrophénol (PNP), le 2,3-dichloropropionanilide (2,3-DCPA) et son métabolite la 2,3 dichloroaniline (2,3-DCA). Les échantillons d'eau et de sols sont prélevés de la rive droite du fleuve Sénégal dans le Trarza et le long du fleuve de R'kiz à Diama en passant respectivement par la ville de Rosso et le village de Keur Macène. La rive du fleuve Sénégal a vu la pollution s'accroître dès la mise en place des deux barrages (Diama –anti-sel et Manantalli- hydro-électrique). Il s'agit de l'eutrophisation, de la remontée saline, de la pollution agricole et de la pollution urbaine. L'ensemble de ces pollutions se trouve accentuée dans le delta du fleuve par des conditions climatiques rudes qui provoquent une pollution diffuse tout le long du fleuve. En plus de l'eau comme moyen de transport de la pollution, le vent quasi-permanent semble être une source potentielle de transport des sols très asséchés en dehors de l'hivernage.

La première partie du travail est une synthèse bibliographique qui présente le lieu de l'étude, définit certaines notions liées à la pollution de façon générale et aux pesticides de façon particulière, et fait un état des lieux sommaire de la pollution des eaux en Mauritanie et des méthodes de traitement qui sont utilisés de nos jours. Les différentes méthodes d'analyse des pesticides sont exposées et le lien étroit qui les rattache aux techniques de traitement des eaux aujourd'hui est mis en exergue. L'ensemble de la zone d'étude souffre d'un déficit chronique en eau potable bien que le contexte soit favorable à la potabilisation de l'eau par des procédés simples et surtout efficaces comme la filtration lente, et bien qu'il soit adapté aux différentes localités de la région ou même à toute la Mauritanie. La dernière partie de cette synthèse bibliographique dresse les différentes façons de dispersions et/ou de transformations des produits phytosanitaires dans le milieu naturel. Elle indique aussi les différents modes de rétention des pesticides sur les sols et certains modèles d'étude en réacteurs.

La deuxième partie présente les procédures d'échantillonnage des eaux et sols utilisés dans ce travail et expose les caractéristiques des pesticides étudiés. Elle décrit les différentes analyses et méthodes d'analyses des eaux et sols, utilisées dans les deux laboratoires dans

lesquels cette étude a été réalisée en France et en Mauritanie. La méthode d'analyse des différentes matières actives y est présentée. Cette partie se termine par la méthodologie et l'exploitation des résultats à entreprendre pour le suivi de la dégradation des pesticides en milieu aqueux ou sur les sols en réacteurs discontinus et dynamiques.

La troisième partie expose les différents résultats obtenus, elle décrit, commente et discute les faits constatés et phénomènes observés. Elle comprend deux grands chapitres.

Le premier chapitre intitulé « étude préliminaire » s'articule autour des résultats d'une enquête qui a été menée dans la zone d'étude, la pollution des eaux aussi bien par des micropolluants que d'autres éléments rentrant dans la composition de l'eau du fleuve. Certains constituants de la composition chimique des sols sont identifiés et leur pollution en micropolluants est entreprise dans cette partie. Le suivi du relargage de quelques éléments du sol dans l'Eau Ultra Pure (EUP) est présenté dans la partie de l'étude préliminaire relative aux sols.

Le deuxième chapitre s'intéresse aux comportements et à l'adsorption des différents pesticides sur les sols. La stabilité des matières actives et les cinétiques de dégradations dans l'EUP, dans L'EUP de salinités différentes et dans l'EUP à différents pH, sont présentées en premier lieu.

L'étude en réacteur discontinu commence par un exemple de cinétique de dégradation pour chacune des deux molécules mères étudiées. Les isothermes directes d'adsorption sont présentées pour le Méthyle Parathion (MP) et le 2,3-Dichloropropionanilide (DCPA). Des commentaires et discussions en fonction des valeurs du coefficient de partage sol/eau (K_D) et les constantes de Freundlich à savoir K_F et $1/n$, sont entrepris. Les isothermes directes et les isothermes de Freundlich donnent des informations capitales sur la rétention des pesticides sur les sols. L'étude d'un pesticide sur différents sols permet d'identifier son affinité pour les différents constituants du sol surtout si ces derniers sont déjà identifiés. Les études en réacteur dynamique sont réalisées pour le DCPA sur six sols alors que pour le MP, elles ne sont effectuées que pour quatre sols. Ces études confirment les résultats en réacteurs discontinus et apportent d'autres informations importantes pour l'identification du devenir du pesticide sur le sol étudié. En effet, la capacité d'adsorption, le pourcentage d'adsorption, le pourcentage fixé du pesticide de la quantité adsorbée et les différents temps de percée et de fuite sont autant d'informations nécessaires à la compréhension du devenir du pesticide dans le sol ou même dans l'environnement de ce sol. Les mêmes études en réacteurs discontinus et en réacteur dynamique ont été entreprises sur trois des cinq sols mauritaniens avec le paranitrophénol métabolite du MP.

Une comparaison du comportement des trois pesticides sur les différents sols étudiés, et une conclusion sont proposées à la fin.

Les conditions naturelles de la zone d'étude laissent à penser que la qualité des eaux et des sols, devra être très affectée. En effet les vents fréquents, les températures très élevées et la rareté et surtout l'irrégularité des pluies compromettant les sols de toute la région et par la suite les eaux superficielles. L'intensification de l'agriculture, les conséquences des deux barrages et l'exploitation anarchique des ressources naturelles collaborent à la dégradation de la qualité des sols et l'eau de toute la zone d'étude.

Ceci laisse penser à priori que le comportement des différentes matières actives étudiées ici sera marqué par ce contexte particulier. Le devenir de ces pesticides dans ce

milieu reste très lié aux éventuelles synergies entre eux et toutes les composantes de cet environnement.

L'ensemble de ces travaux permet d'avoir une idée sur l'état actuel de la pollution des eaux et des sols dans le delta de la rive droite du fleuve Sénégal et de mieux prédire la pollution future du méthylparathion, du 2,3-dichloropropionanilide et le paranitrophénol sur les différents sols étudiés et même les trois compartiments de la zone d'étude.

Une conclusion générale est proposée en quatrième partie et les références bibliographiques terminent le travail dans une cinquième partie.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I LA RIVE DROITE DU FLEUVE SENEGAL

I.1 Présentation générale

I.1.1 Géographie

La Mauritanie est un pays de l'Afrique de l'Ouest. Elle est un trait d'union entre le Maghreb et l'Afrique noire. Elle couvre une superficie de 1032 455 km², entre les 15° et 17° parallèles au Nord et les 5° et 17° méridiens. Bordée au nord par le Sahara occidental et l'Algérie, à l'est et au sud-est par le Mali, au sud par le Sénégal, la Mauritanie s'ouvre à l'ouest sur l'océan Atlantique. Le contraste est saisissant entre la richesse à proximité de l'océan et l'aridité du désert, car la Mauritanie est un pays saharien dans sa grande majorité, sahélien dans le sud. C'est donc le désert, de sable et de pierre, qui domine la géographie. La plus haute montagne du pays, avec ses 915 m d'altitude, se trouve dans le Nord à côté de Zouerate. L'Adrar et le Tagant sont les principaux massifs rocheux avec des altitudes dépassant rarement 600 m. Au pied de ces reliefs tabulaires s'étendent les immenses plateaux qui forment la partie Nord de la Mauritanie. Cette vaste étendue sablonneuse et plate s'étale dans l'extrême Nord du pays. Plus au sud, c'est le royaume des dunes, à perte de vue. Plus au sud encore, voilà le Sahel, où se pratique l'élevage. La vallée du fleuve Sénégal connaît un climat bien plus humide. C'est une région agricole où on cultive différentes céréales. La région du Trarza se situe entre les latitudes 16°30 et 18°30 et les longitudes 14° et 16°, on y rencontre les dunes de sable qui sont fixes, parallèles, orientées SO-NE et séparées par des vallées à fond plat argileux appelée « gouds ». Au sud c'est la vallée du fleuve qui s'étale sur 10 à 25 km selon les endroits considérés du fleuve.

I.1.2 Géologie et géomorphologie

Les formations sédimentaires de la Mauritanie atlantique appartiennent à trois ensembles géologiques dont l'histoire se rattache à l'histoire géologique de l'extrême occident africain :

- le bassin sédimentaire marin quaternaire- tertiaire sénégal-mauritanien qui se poursuit en Mauritanie mais dont l'extension diminue vers le Nord ;
- le bassin sédimentaire marin quaternaire de Mauritanie qui recouvre partiellement le bassin sénégal-mauritanien ;
- une puissante assise continentale du Tertiaire supérieur qui sépare les formations des deux bassins sédimentaires et marins.

A côté des dunes avec leur caractère morphologique frappant, on trouve cinq autres ensembles en Mauritanie occidentale :

- Zone déchiquetée du Cap-Blanc : les assises grés- calcaires forment des plateaux très détaillés en gradins successifs ;
- Zone des grands aftouts (Inchiri, Tijiritt) coupés par des dunes vives de direction NE-SO ;
- Région des plateaux et hauteurs tabulaires qu'on observe de Wompou au lac d'Aleg ;

- Massif dunaire du Trarza caractérisé par son alignement dunaire NE-SO. Il s'étend du lac d'Aleg au littoral et la sebkha de Ndrhamcha. Ces alignements dunaires sont séparés par des dépressions étroites (gouds) ou larges (aftout) ;
- Vallée alluviale du fleuve Sénégal et de ses affluents : les oueds Garfa, Gorgol et Savalel et de son défluent le Koundi ; à cela s'ajoute la dépression du lac de R'kiz.

La figure 1 montre l'emplacement de la Mauritanie en Afrique, le delta et le fleuve Sénégal et en Mauritanie.

Figure 1 : Carte de situation de la Mauritanie en Afrique et du delta et fleuve Sénégal en Mauritanie.



La zone d'étude choisie appartient au delta du fleuve Sénégal qui se situe dans la partie sud-ouest du Trarza. Elle est limitée à l'Est par le lac de R'kiz, au nord par le cordon dunaire qui borde la vallée du fleuve, à l'ouest par le barrage de Diama qui se situe juste à l'embouchure du fleuve Sénégal et l'océan Atlantique et au sud par le courant du fleuve. L'échantillonnage s'étale de R'kiz jusqu'à Diama en passant par la ville de Rosso et le village de Keur Macène aussi bien pour les sols que pour les eaux.

L'ensemble de cette zone est soumis à un climat très dur et contrasté.

I.1.3 Conditions climatiques

Le delta du fleuve Sénégal se trouve en zone sub-saharienne à faible pluviométrie, son climat est de type sahélo-saharien et comprend généralement trois saisons dans l'année :

- L'hivernage (saison des pluies) de la mi-juin à la mi-octobre ;
- La saison sèche froide de la mi-octobre à la mi-février ;
- La saison sèche chaude de la mi-février à la mi-juin.

I.1.3.1 Pluviométrie

De nos jours, il est difficile d'établir une série chronologique continue de la pluviométrie du bas delta, malgré l'existence de plusieurs stations météorologiques (Rosso, R'kiz, Diama, etc...), ce qui rend difficile l'interprétation des données climatiques. Cependant

la moyenne pluviométrique retenue officiellement est de 300 mm par an pour les dix dernières années. D'une année à une autre la quantité de pluie peut varier fortement, le rapport entre le minimum et le maximum connu est de 1 à 4 à côté de la ville de Rosso.

I.1.3.2 Températures

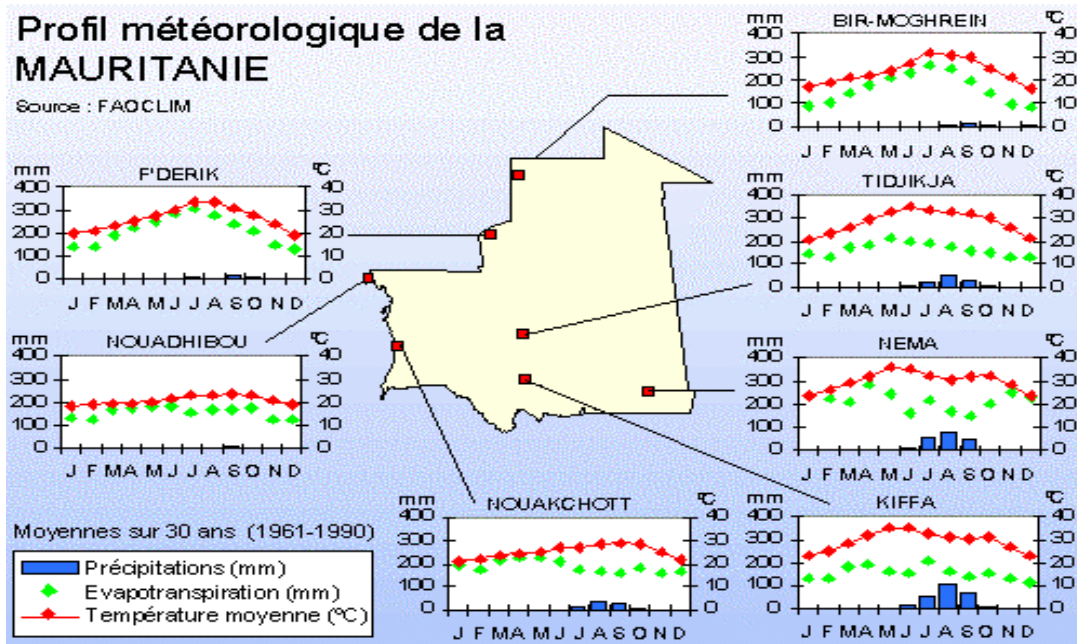
Les températures de l'air généralement très élevées, sont caractérisées par de larges fluctuations entre le jour et la nuit. Ce contraste est d'autant plus important à mesure que l'on rentre dans le continent (gradient nord-est bien marqué). C'est ainsi que la température moyenne varie de 25°C à proximité du littoral à 30°C dans le continent.

Les vents sont de directions et de vitesses différentes selon les saisons de l'année, dans le delta. Toutefois, la direction dominante de ces vents est principalement du nord ou nord-est vers le sud ou le sud-est (Kane, 1985). Pendant la saison sèche, le bas-delta est sous régime essentiellement imposé par l'alizé continental et l'Harmattan, avec des vitesses comprises entre 8 et 14 m.s⁻¹. Au cours de la saison des pluies, le vent de mousson souffle sur l'ensemble du delta avec des vents ouest et sud-ouest qui circulent à faible vitesse 3 à 5 m.s⁻¹. Michel et *al.*, (1992) notaient une intensification des vents pendant la période de 1980 à 1990. Ces vents qui soufflent généralement 260 jours de l'année, ont un effet considérable de dessèchement du sol, ce qui favorise l'arrachement et le transport des particules (Loyer, 1989).

I.1.3.3 Evaporation et humidité de l'air.

Il n'existe pas de mesure de l'évaporation sur la zone. Cependant, Loyer (1989) estimait l'évapotranspiration potentielle (ETP) dans le bas-delta à 2400 mm par an. Le déficit hydrique est important pendant la saison sèche avec une demande évaporatoire de 6 à 7 mm.j⁻¹. L'humidité de l'air est généralement très élevée et dépasse 90% pendant l'hivernage, surtout pour la partie côtière. La figure 2 indique les différentes variations de températures, de pluviométrie et d'évaporation dans certaines régions de la Mauritanie de 1961 à 1990 (source : données de la FAO).

Figure 2 : Moyennes de 1961 à 1990 de la pluviométrie, la température et de l'évapotranspiration dans certaines régions de la Mauritanie (FAO).



I.1.4 La végétation

Dans la vallée, les surfaces longuement inondées argileuses et limoneuses connues sous le nom de Walo, supportent des forêts dans lesquelles dominent l'*acacia* (*Acacia nilotica*, *Acacia seyal*) et des *vétiviers* (*Vétiver nignilana*). En bordure existent des prairies estivales et un peuplement arbustif ou arboré diversifié à *Acacia nilotica adansonii*, *Balanites aegyptica* et *Indogofera oblongifolia*. Dans le Diéri (zones de cultures pluviales), se rencontrent des fourrés arbustifs et arborés à *Acacia sénégale* et *Acacia radiana* dans une prairie estivale à *Arestida* à *Aristido* et *Cenchrus biflorus*. La partie de la végétation qui a été la plus étudiée ces dernières années est la plus proche du barrage de Diama dans le bas delta (Parc National de Diawling PND mis en place pour la restauration de l'écosystème qui a souffert dès le fonctionnement des deux barrages). Dans les travaux de Diawara (1998) et Ould Sehla. (2000), on notait la présence : *Sporobusrobustus*, *Arthrocnemum glaucum*, *Echinochloa colona*, mangroves (*Rizophora racemosa* et *Avecennia germinans*) et *Typhas australis* qui a envahi de nos jours tout le fleuve aidée dans ce désastre par une autre plante plus redoutable : il s'agit de *Salvinia molesta* (Clavel, 2001). Lorsqu'on s'éloigne de la rive du fleuve, la végétation est assez pauvre. Dans le Nord du fleuve l'*Acacia sénégale* est dominant et les *Balanites aegyptica* bordent les mares temporaires. Le tapis herbacé est représenté par la prairie estivale à *éphémérophytes* dans laquelle les Graminées sont prédominantes.

La vallée du fleuve joue le rôle de pâturage pour les divers animaux d'élevage de la Mauritanie et maintient une faune considérable, riche et diversifiée dans tout le sud du pays. Le fleuve Sénégal, unique source d'eau superficielle à côté des rares mares du pays et en dehors de la période pluviale, est apprivoisé pour son eau douce par toute cette faune. Malheureusement tout ce magnifique écosystème se trouve compromis par des projets le plus souvent soucieux de tous les intérêts sauf d'une vie saine, pérenne et respectueuse de cet agréable environnement qui sont le delta, la vallée et le fleuve Sénégal lui-même.

I.2 Le fleuve Sénégal et le delta

Le fleuve Sénégal arrose quatre pays : la Guinée, le Mali, la Mauritanie et le Sénégal et draine un bassin versant de 340000 km². Il est alimenté par trois affluents principaux : le Bafing, le Bakoye et la Falamé qui prennent tous les trois leurs sources dans le massif du Fouta Djallon en Guinée. A ces trois affluents s'en ajoutent d'autres respectivement dans

chacun des quatre pays tout le long des 1800 Km de drainage jusqu'à l'embouchure à Diama. Le bassin est divisé en trois grandes régions :

- le haut bassin qui est montagneux ;
- la vallée qui est connue depuis longtemps comme une zone agropastorale des pays riverains ;
- le delta qui est une région de grande diversité biologique et qui abrite plusieurs zones humides.

I.2.1 Historique du Fleuve Sénégal

Avant la construction des deux barrages Diama (anti-sel), Manantalli (hydro-électrique), le fleuve connaissait une crue de juillet en octobre et une période d'étiage qui atteignait son apogée au mois de juin. Selon l'amplitude de la crue toute la vallée pouvait être inondée par les eaux qui sont utilisées par les agriculteurs pour divers usages domestiques (boissons, cultures et élevage). Mais la grande partie de l'eau se déversait dans l'Océan atlantique à l'embouchure. La période de décrue se caractérisait par la remontée de la langue salée qui se faisait sentir au-delà de la ville de Rosso. L'écosystème à côté de Diama était soumis à une alternance des eaux douces de crue et des eaux salées de l'océan en période d'étiage du fleuve. A partir des années 70 l'Afrique Occidentale a subi une sécheresse sans précédent et par conséquent les pays riverains se trouvaient contraints de réaliser le vieux rêve des années 60 pour mieux exploiter les eaux du fleuve ; ainsi est née en 1972, l'Organisation de la Mise en Valeur du fleuve Sénégal (OMVS).

OMVS s'est fixé comme objectifs trois grands projets :

- l'aménagement de deux barrages : Diama (anti-sel) et Manantalli (hydro-électrique) et de deux digues de part et d'autre du fleuve pour maîtriser ses crues et décrues ;
- la production de l'électricité à partir de Manantalli, elle sera répartie entre les trois pays ;
- la navigabilité du fleuve projet jusqu'à présent non réalisé et qui se trouve de nos jours compromis à cause des conséquences du premier projet qui n'ont pas été prises en compte lors de l'étude préliminaire.

On note cependant que l'OMVS a pu réaliser les deux premiers projets en grande partie.

I.2.2 Conséquences des aménagements

En amont de Diama, les zones humides, lacs ou mares de part et d'autre du fleuve, qui étaient régulièrement inondées, ont connu de profonds bouleversements dans leur fonctionnement. En effet, depuis 1986 le barrage de Diama empêche la remontée des eaux salées surtout en période d'étiage et l'eau est devenue douce en permanence, créant des conditions écologiques défavorables à l'écosystème d'avant et permettant la prolifération des plantes d'eau douce qui sont trop envahissantes et qui ont entraîné un processus d'eutrophisation sans précédent dans la zone tout le long du delta et de la vallée. Les perturbations de certains systèmes se traduisent par une augmentation de la salinité (remontée capillaire) et/ou par un assèchement pendant une grande période de l'année du fait de la baisse des crues. Malheureusement de nos jours ces constations sautent aux yeux aux environs de Diama. La pollution s'accroît par l'accumulation surtout dans une zone où toutes les eaux usées sont rejetées telles quelles dans la ressource.

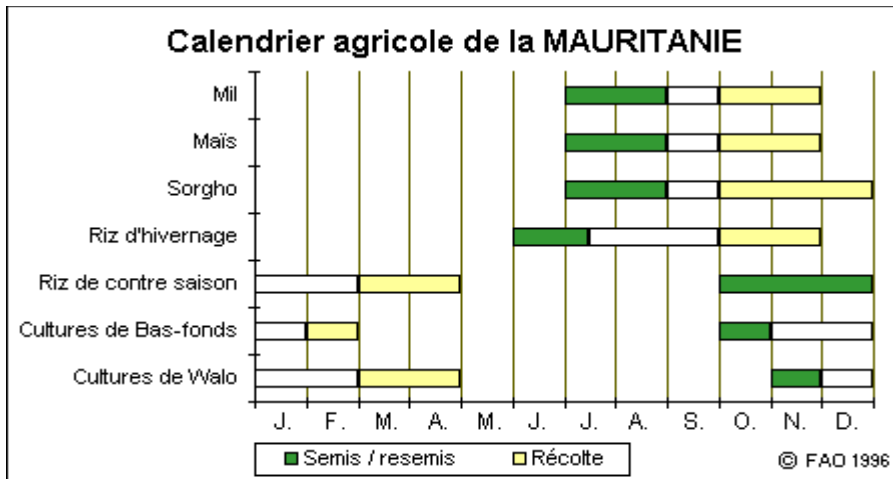
D'autres problèmes surgissent de la compétition grandissante entre les terres agricoles et l'exploitation de bois domestique. Il s'ajoute, d'autre part le surpâturage qui conduit à des zones dénudées.

Les aménagements du fleuve Sénégal ont introduit de nouvelles cultures à côté des anciennes. En effet aujourd'hui près de la rive du fleuve la riziculture, la culture maraîchère et la culture des arbres fruitiers prennent une place importante dans les périmètres irrigués. La surface exploitée pour la riziculture seulement au Sénégal et en Mauritanie est estimée à 50.000 ha selon Haefele et *al.*, (2000a). Les agriculteurs sont des personnes à revenu limité exception faite pour certains grands entrepreneurs qui diversifient leur activité en Mauritanie. Les petits agriculteurs laissés à leur sort seuls face aux contraintes économiques, ont été obligés d'adopter cette nouvelle donnée sans aucune préparation et formation au préalable. Ces faits sont responsables de l'échec dans le delta en grande partie ; en outre cet échec se dresse comme obstacle à l'émergence de nouveaux projets sauf pour les entrepreneurs qui cherchent à obtenir des financements. Il s'ajoute à cela l'absence d'une politique réelle inspirée des préoccupations des agriculteurs, malgré les gros investissements qui ont été déjà consentis dans le domaine.

Les données de la FAO indiquent que l'agriculture mauritanienne a contribué, en 1988-90, pour 31 % au PIB, contre 39,7 % en 1981-83 et 44,3 % en 1971-73. Les principales cultures céréalières sont le sorgho, le mil, le maïs, le niébé et le riz dont la production a beaucoup progressé ces dernières années, au point de représenter la moitié des céréales produites en 1991. La plus importante campagne agricole débute habituellement en période d'hivernage, ceci suppose l'apparition d'une pollution diffuse des eaux découlant de l'utilisation de tous les produits utilisés respectivement pour ces cultures. La figure 3 montre les périodes de début des campagnes agricoles en Mauritanie (données de la FAO).

Les mutations du delta du fleuve Sénégal sont importantes et diversifiées. Beaucoup de travaux évoquent les causes et/ou les conséquences de ces modifications [Duvail et Hamelynck (2003), Duvail et *al.*, (2002), Haefele et *al.*, (2001b), Lahtela (2003) et Leservoisiér (1998)].

Figure 3 : Le calendrier agricole dans le delta de la rive droite du fleuve Sénégal.



I.2.3 La santé publique

La détérioration des écosystèmes du bassin a affecté la population riveraine à différents degrés. On constate par exemple la diminution de la productivité dans plusieurs secteurs économiques (agriculture, pêche et élevage de bétail), comparée à celle pendant les cinq premières années de remplissage. Cela a eu pour conséquences des conditions de vie plus difficiles à cause de la baisse du revenu. Le problème majeur auquel se trouve confrontée toute la région depuis 1993/94 est l'impact des barrages sur la santé des populations. En effet, une augmentation rapide de la prévalence des maladies hydriques qui étaient connues dans la région paludisme, bilharziose urinaire, maladies diarrhéiques et parasitoses intestinales a été constatée. L'apparition de la bilharziose intestinale, sous forme beaucoup plus dangereuse que celle qui existait avant les barrages constitue une menace particulière.

La bonne utilisation des pesticides et des engrais chimiques, méconnue d'un important pourcentage des agriculteurs constitue une menace à court terme par les intoxications de plus en plus nombreuses et à long terme par effet de leur accumulation dans toute la zone.

II Pollution des eaux

II.1 Généralités sur la pollution

La contamination des eaux est un souci majeur pour la protection des écosystèmes et des ressources en eaux. Elle est l'objet de beaucoup d'études aussi bien au niveau des eaux superficielles que souterraines.

Boschet, (2002) concluait que les ressources en eau en Europe, sans être dans une situation dramatique, ne répondaient pas aux exigences de santé actuelle. La contamination par tous les intrants peut être de différentes sortes selon l'eau et son emplacement. Pour l'eau superficielle, elle peut être :

- directe et volontaire par une utilisation normale des produits phytosanitaires et autres produits à des fins dans la vie courante (lutte anti-acridienne, utilisation des pesticides ou engrais dans l'agriculture, eaux usées des usines, etc....) ;
- indirecte par ruissellement ou transfert des produits suite à leur épandage dans le milieu ou drainage des eaux usées ;
- la conséquence de l'eutrophisation qui est due à la présence des plantes ou autres êtres vivants.

Pour les eaux souterraines, elle peut être :

- directe et volontaire suite au rejet de produits ou des déchets dans la source ;
- indirecte suite à l'utilisation normale des produits dans la vie et qui se trouvent lessivés des sols vers les eaux souterraines ou dans le cas où les puits ne seraient pas protégés contre les intrants qui sont liés aux conditions climatiques (comme le vent de sable en Mauritanie).

II.1.1 Mode de pollution

Toutes ces contaminations peuvent être classées en trois types de pollutions liés aux modes de propagation : les pollutions accidentelles, pollutions diffuses et pollutions anthropiques.

II.1.1.1 Les pollutions accidentelles

Le plus souvent les pollutions ponctuelles se trouvent liées aux grandes activités industrielles ou agricoles. Elles peuvent aussi résulter d'un accident de transport ou d'une catastrophe naturelle sur des usines ou stockages des produits qui vont engendrer cette pollution.

II.1.1.2 Les pollutions diffuses

Elles résultent de la propagation de l'agent responsable de la pollution par différents vecteurs de transport, qu'il soit utilisé de façon habituelle pour des usages courants ou non. Le lessivage des pesticides du sol et le transport des matières actives par le vent dans les zones parfois même inaccessibles en sont des exemples concrets et très inquiétants (présence de la pollution de certains pesticides au pôle Nord).

II.1.1.3 La pollution anthropique

Elle est souvent attribuée à la présence de la flore dans les eaux surtout si ces eaux sont stagnantes ou si leur renouvellement reste très occasionnel et limité dans le temps. Donc cette pollution résulte de l'eutrophisation qui est la modification du rapport N/P dans l'eau. Ce déséquilibre entraîne entre autre la prolifération des plantes et algues causant ainsi la diminution du taux de l'oxygène nécessaire à la vie de la faune et de la flore aquatiques.

La pollution peut être définie comme une conséquence d'une cause bien précise : la pollution agricole, la pollution urbaine et la pollution industrielle. Cette classification donne l'origine de la pollution qui pourra sous-entendre pour les spécialistes du domaine l'ensemble des intrants dans le milieu en fonction de la zone en question, du mode de vie de sa population et de son développement. Ainsi la pollution agricole est responsable de l'augmentation des nitrates dans les eaux de surfaces en grande partie ; Peter et *al.*, (2003) ont pu montrer des pics de concentrations des nitrates dans les eaux de surface du Nord de l'Australie dans le cadre d'une étude qui s'est déroulée de 1993 à 1999. Ils en attribuent l'origine en grande partie aux activités agricoles et industrielles de la région. Dans leur étude des sédiments et des matières en suspension d'une rivière de l'Italie, Davida et *al.*, (2003) ont montré l'augmentation du phosphore ces dernières années à côté des micro- polluants métalliques.

II.1.2 Les Types de pollution

La pollution de l'eau est l'ensemble des nuisances auxquelles peut être exposé son usager. La pollution engendrée peut être d'ordre physique (radioactivité, élévation de la température...), chimique (rejets agricoles, industriels et urbains) et microbiologique (rejets urbains, élevage...). Pour mieux évaluer la pollution, il existe des paramètres qui permettent d'estimer l'ampleur de celle-ci en fonction de son type.

II.1.2.1 La pollution chimique

La pollution chimique : elle est due à l'entrée d'un élément (ou plusieurs) indésirable dans la composition chimique de l'eau initialement destinée à un usage bien précis. Deux types de paramètres permettent d'évaluer l'état de cette pollution :

- Les paramètres globaux : ils résultent de la juxtaposition des effets de plusieurs substances en même temps exemple pH, conductivité, turbidité, Demande Chimique en Oxygène (DCO), etc... La DCO d'une eau représente l'ensemble de toutes les espèces chimiques oxydables, organiques et minérales, dissoutes ou en suspension ;
- Les paramètres spécifiques qui caractérisent un composé particulier ou plusieurs de propriétés chimiques semblables.

Le choix le plus difficile reste incontestablement la définition des paramètres à suivre en vue d'évaluer cette pollution ; en effet le but de tout ce travail est de pouvoir qualifier et quantifier la pollution en vue de mettre en place les solutions appropriées ou mieux de pouvoir la prédire à temps pour mettre en place les dispositions préventives qui s'imposent. Des cas de pollution sont signalés quotidiennement dans le monde alors que la grande partie surtout dans les pays en voie de développement est passée sous silence à cause du manque de diagnostic réel de la cause. En France les contaminations aux pesticides sont de plus en plus signalées partout dans le pays ; ainsi l'Institut Pasteur de Lille (Région Nord) a publié un rapport indiquant la contamination des eaux de pluies de 1998 à 2003 par l'atrazine et ses métabolites, la simazine, l'isoproturon et le diuron à des teneurs pouvant atteindre jusqu'à 3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Veillerette, 2003a). Dans une étude de l'Institut français de l'Environnement (IFEN, 2000), à la demande du Ministère de L'Environnement d'une évaluation du degré de pollution

des eaux superficielle et souterraine, on soulignait que 50 % des eaux analysées contenaient de l'atrazine et indiquait la présence d'autres pesticides (lindane, alachlore, dinoterbe...) à des fréquences moins importantes. Bernard et Maillot, (2000) soulignent les dépassements inquiétants observés dans certaines collectivités de la France pour certains pesticides, nitrates et métaux (nickel, plomb et arsenic). En Mauritanie, rares sont les études qui ont été effectuées pour évaluer le degré de la pollution et mêmes si elles ont été réalisées, elles restent sous les tiroirs des responsables. Cependant l'intoxication au centre de la capitale qui a été attribuée à la pollution des jardins maraîchers de Nouakchott devra servir d'antécédent. Si les jardins de Sebkha ont été fermés en 2002, l'activité agricole surtout le maraîchage continue dans tout le pays. La pollution par les pesticides semble être toujours accompagnée par celle des nitrates.

II.1.2.2 La pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tels que la température, la présence des particules ou mousses et le changement de l'effet réfractaire de l'eau. Le rejet d'eau chaude des centrales nucléaires dans les cours d'eau constitue la préoccupation de nombreux pays. De nos jours, aucune installation qui pourrait être à l'origine de la pollution physique n'est présente en Mauritanie.

II.1.2.3 La pollution microbiologique

La pollution microbiologique résulte de la présence dans l'eau de microorganismes qui sont véhiculés par l'eau et sont responsables de beaucoup de maladies hydriques (Belhaj, 2001). L'eau peut être un milieu favorable aux développements des bactéries et virus nuisibles à la santé humaine des populations qui l'utilisent pour leurs besoins. Les bactéries pathogènes (*Vibrionacea*, *Enterobacteriaceae*, etc...) sont responsables des principales maladies hydriques. Les parasites sont eux aussi la cause de plusieurs autres maladies (hépatite infectieuse, méningite, ect...).

II.2 La Mauritanie et la pollution

Pour étudier la pollution dans un milieu, il est capital de disposer d'un diagnostic réel de toutes ses causes. Malheureusement cela paraît de nos jours, presque impossible car c'est elle seule qui admet un caractère mondial malgré toutes les frontières ; néanmoins l'étude des spécificités d'un pays particulier et/ou d'une région, peut être d'un intérêt indéniable pour mieux l'appréhender. Dans ce chapitre on essayera de dégager les causes de la pollution en Mauritanie aussi bien dans les eaux ou sols en se basant sur les données bibliographiques relatives à des constats.

II.2.1 Les pesticides

II.2.1.1 Origines

Il est difficile de déterminer l'origine exacte de l'ensemble des pesticides utilisés en Mauritanie pour la simple raison qu'ils sont d'origines multiples et qu'ils ne sont pas déclarés le plus souvent à leur arrivée dans le pays. Cependant on peut noter qu'une partie se retrouve en Mauritanie grâce aux aides ou l'achat du Ministère du Développement Rural et de l'Environnement (MDRE) ou des structures subordonnées : en effet les pesticides déclarés arrivent avant leur utilisation dans le pays à la Direction de l'Agriculture ou dans les projets associés (projet de lutte anti-cridienne...) et à la Société National du Développement Rural (SONADER). Une partie non négligeable de ces produits traverse les frontières sous formes de trafic. La contre bande est facilitée par deux raisons essentielles :

- la méconnaissance de l'autorité administrative de surveillance de la frontière des produits phytosanitaires et surtout de leurs impacts ;
- des prix plus accessibles aux agriculteurs que ceux qui sont revendus dans le pays..

Ce trafic constitue une menace particulière car ces pesticides le plus souvent sont interdits d'usage ou périmés ou tout simplement d'origine douteuse.

II.2.1.2 L'utilisation

Les pesticides sont utilisés en Mauritanie essentiellement dans l'agriculture et la lutte anti-acridienne ; cependant l'usage dans les foyers n'est pas négligeable et expose davantage les personnes aux méfaits des produits phytosanitaires. L'utilisation des pesticides est répandue dans les zones du pays où le paludisme fait encore ses ravages, malheureusement le delta du fleuve Sénégal est l'une des zones les plus touchées. En plus de cela des pesticides à usage domestique sont directement vendus dans le petit commerce ou sur les marchés parmi toute l'alimentation qui est vendue (viande, fruits, légumes, céréales...).

Dans l'agriculture, les pesticides trouvent leur emploi dans la riziculture, le maraîchage, la culture des légumes et des arbres fruitiers tout le long de la rive du fleuve Sénégal. Le Centre National de Recherche Agronomique et de Développement Agricole (CNRADA) préconisait en 1997 (N'gam et *al.*, 1997), l'usage de cinq formulations d'herbicides dans le Trarza : Roundup 360 ou Kalach 360 SL (matière active (m.a) glyphosate), Ronstar 25 CE (m.a Oxadiazon), Gramoxone (m.a Paraquat), Londax 60 DF (m.a Bensulfuron méthyle) et le Propanil (m.a 2,3-dichloropropionanilide). Il est difficile de dresser un complément à cette liste parce qu'il n'obéit qu'au marchandage et la cachette.

L'épandage des pesticides dans le cadre de la lutte anti-acridienne est fonction de l'apparition des criquets bien qu'on assiste de plus en plus à des luttes préventives. Une étude réalisée par Everts et *al.*, (1998) fait état de l'effet sur les poissons et la persistance des six pesticides suivants : le fénitrotrion, le chlorpyfos, le malathion, le bendiocarbe, la deltaméthrine, la lamda- cyhalothrine et le fipronil. Elle recommandait l'utilisation des pyréthriinoïdes (deltaméthrine et lamda-cyhothrine) dans la lutte anti-acridienne et déconseillait l'usage du fipronil à cause de sa persistance dans le milieu. Cette étude qui a été menée au Sénégal soulignait clairement que la lutte anti-acridienne exposait le milieu naturel à des contaminations et particulièrement les eaux et leurs faunes. Il est important de noter que dans la lutte anti-acridienne en plus du criquet pèlerin, on s'occupe de la lutte contre les sautereaux, les oiseaux et les insectes floricoles. Les actions sont coordonnées dans tout le Sahel dans le cadre d'une organisation régionale appelée Comité Permanent Inter-Etats de Lutte Contre la Sécheresse dans le Sahel (CILSS). Le CLISS dresse annuellement la situation des pays membres. Dans ses rapports, il expose la situation météorologique, l'état pluviométrique, les problèmes de l'agriculture (récolte, production et déficit) et les prévisions pour l'année suivante.

II.2.1.3 Les pratiques culturales

Les pratiques culturales jouent un rôle très important dans le devenir des pesticides dans l'environnement. En Mauritanie la majorité des aménagements des terrains agricoles sont effectués par l'agriculteur lui-même. De ce fait, ils sont à la base de beaucoup de problèmes entre les agriculteurs, dont le plus apparent pour tous reste l'irrigation et fait oublier le problème de pollution diffuse que ce désordre peut entraîner.

Les eaux usées sont drainées dans des canaux jusqu'au fleuve sauf dans des villages où elles sont jetées directement à l'extérieur des périmètres irrigués ; malheureusement le cas de

R'kiz est le plus frappant car toutes les eaux usées des périmètres irrigués du lac sont évacuées à l'extérieur vers l'Est dans une zone qui sert de pâturage pour les animaux du village qui est situé à 5 Km de là.

L'usage des engrais dans le delta est préoccupant car les sols ne sont pas fertiles dans le delta, Haefele et *al.*, (2001b) notaient que la quantité moyenne de tous les engrais confondus par an était de l'ordre de 10 tonnes par hectare aussi bien en Mauritanie qu'au Sénégal. Cette quantité importante d'engrais compromettra incontestablement la qualité de l'eau du fleuve à court terme.

II.2.2 Les eaux

L'eau pour tout Mauritanien est synonyme de vie à cause de sa rareté dans la plus grande partie du pays ; s'il ne la préserve pas il le regrettera un jour. L'eau en Mauritanie, est exposée à une multitude de pollutions, comme dans les autres pays. Pour mieux comprendre les faits qui seront relatés dans ces paragraphes, il est important de mettre les choses dans leur contexte historique, non pas pour chercher à trouver une justification pour tel ou tel comportement mais pour mieux en connaître la cause. En effet la grande partie des Mauritaniens est nomade de comportement avec toutes les conséquences que cela peut engendrer sur la détérioration de notre environnement. La vie d'un nomade est pleine de paradoxe car il préservait l'eau à sa façon sans se soucier du rejet des déchets partout où il passait.

II.2.2.1 La pollution urbaine

Les déchets continuent à être rejetés dans la nature sans aucun traitement. Certes si la Mauritanie est un pays vaste et peu peuplé, ce comportement menacera la vie de tous et peut être assiste-t-on déjà aux conséquences de cette attitude que la génération demain ne tolérera jamais plus. Pour mieux comprendre les dangers, on prend la ville de Rosso comme exemple de constat. Les déchets sont déposés de part et d'autre de la ville et en période de crue du fleuve ou de pluie une grande partie se trouve immergée dans l'eau qui coule vers le fleuve. Les vêtements sont directement lavés dans le fleuve ou même s'ils n'y sont pas lavés, les eaux de lavage le rejoignent par les canaux de la ville. Il est important de remarquer ici que les Mauritaniens ont l'habitude de porter les habits de couleur et la teinture est faite localement en grande partie le plus souvent à base de produits asiatiques méconnus de tous. La ville de Rosso ne dispose pas d'une station d'épuration ; peut être que les fosses septiques individuelles sont une solution pour dissiper de l'œil des citadins le danger inestimable que ce comportement constitue à long terme sur les ressources d'eau superficielles et souterraines. Dans ce désordre, les comportements particuliers trouvent une justification, car les reproches ne sont jamais écoutés, ceci est réel dans ce type de pollution. Néanmoins une lueur d'espoir s'annonce à travers la prise de conscience de ce danger par une partie de la population.

Baudu (1995) soulignait que les rejets urbains par temps de pluie sont susceptibles de modifier considérablement les conditions hydro biologiques du milieu récepteur selon deux mécanismes :

- impact volumique dû aux apports importants en milieu urbain et à la rapidité de ces apports ;
- impact qualitatif par pollution massive et subite du milieu récepteur : apport d'une charge importante, dégradation bactériologique du milieu et introduction de micro polluants (fraction pluviale).

La pollution urbaine est le problème de tous et personne n'est responsable. Qu'en est-il des autres pollutions?

II.2.2.2 La pollution agricole

La rive du fleuve est à vocation agricole. En effet, différents types de cultures essentiellement céréalières sont pratiqués dans la région pour parvenir à l'auto suffisance alimentaire d'une population considérée comme l'une des plus consommatrices de céréales : 176 Kg par habitant et par an (CILSS, 2002). Les agriculteurs utilisent divers produits phytosanitaires et engrais pour améliorer leur rendement ou du moins pour subsister pour la majorité. L'usage de ces produits engendre une pollution chronique et diffuse tout le long du fleuve. Les rejets de périmètres irrigués vont directement dans le fleuve ou sont évacués à côté de ce dernier. Cette attitude ne permet pas de protéger le fleuve car le lessivage est important en période de pluie (Kane, 1985) et le transport des particules du sol par le vent après leur assèchement paraît comme une autre source potentielle de contamination du fleuve. Bien sûr le lessivage et le transport par le vent sont conditionnés par plusieurs paramètres dont notamment la nature physico-chimique du sol et la présentation de la formulation du pesticide. Une chose est certaine, les eaux sont exposées dans les deux niveaux. De même cette pollution peut résulter d'une pollution diffuse des produits phytosanitaires utilisés dans les pays riverains du fleuve ; surtout que ces pays utilisent des produits qui sont spécifiques à des types de cultures (culture du coton au Mali) qui ne sont pas pratiqués en Mauritanie. Everaarts et *al.*, (1993) indiquaient dans des études qui ont été menées sur la fraction lipidique de certains poissons de l'océan Atlantique, la présence de certains organochlorés (p,p' DDT dans *Ilia spinosa* (araignée de mer) 54,2 ng.g⁻¹ de l'extrait lipidique, Dieldrine dans *Inachus sp* (araignée de mer) 62,2 ng.g⁻¹, gamma lindane dans *Pitaria tumens* (bivale) : 6,4 ng.g⁻¹ ect ...). Les prélèvements ont été effectués à plus de 300 Km de l'embouchure du fleuve Sénégal qui est à l'origine de cette pollution selon les auteurs. D'autres contaminations de certaines espèces sont signalées dans la même étude. Il est important de remarquer que nulle part sur les côtes mauritaniennes, il n'y a pas d'agriculture, ce qui laisse penser que la pollution provient d'ailleurs.

II.2.2.3 La pollution atmosphérique

La pollution atmosphérique est considérée par les Nations Unies comme le premier responsable de la diminution des pluies dans les pays africains de 1968 à 1990 par rapport aux données antérieures à cette période. La contamination de l'atmosphère par les micropolluants est de plus en plus préoccupante dans les pays développés ; ainsi Teil et *al.*, (2003), ont identifié des concentrations de PCBs et pesticides inquiétantes dans le Nord de la France. La pollution atmosphérique est de plus en plus inquiétante à cause des intrants dans la composition de l'air qui est la source de vie des humains ; en effet les principaux polluants atmosphériques sont :

- le gaz carbonique : non nocif mais très actif dans l'effet de serre ;
- le monoxyde de carbone : il gêne l'absorption d'oxygène par le sang mais heureusement il a une durée de vie très courte ;
- les oxydes d'azote : ont peu d'effets par eux-mêmes à faible concentration, mais sont précurseurs de l'ozone aux conséquences néfastes sur la santé ;
- le plomb : aux méfaits dangereux sur la santé ;
- les oxydes de soufre : Ils peuvent former des acides en contact avec l'humidité donc ils menacent les grandes villes où l'humidité est importante à côté de leur rejet. D'autres oxydes peuvent aussi former des acides tels que les oxydes d'azote ;

- les composés organiques de façon générale mais surtout ceux qui sont volatils bien que cette propriété soit une de leurs caractéristiques par rapport aux composés inorganiques. Certains sont très toxiques et/ou cancérigènes et d'autres peuvent engendrer des composés qui sont toxiques.
- les particules en suspension : leurs effets sont mal connus ; cependant les particules les plus fines sont considérées comme les plus nocives et même elles sont suspectées d'être cancérigènes. En Mauritanie les sols sont secs et les vents sont fréquents ; ces deux facteurs concourent à l'arrachement des particules de grandes tailles et capables de véhiculer la pollution des éléments à divers endroits du pays et d'appauvrir les sols (peut être que le port du turban qui est une habitude mauritanienne trouve ici une explication).

La pollution aux hydrocarbures n'est pas négligeable, dans un pays où le parc national automobile est l'un des plus vieux du monde pour ne pas dire la poubelle des pays industrialisés en terme d'automobiles. L'usage de l'essence plombée (Tétra Ethyl Plomb) n'est pas sans conséquence sur les ressources d'eau superficielle. Suite à son oxydation le plomb est rejeté dans l'atmosphère sous forme d'oxydes qui finissent dans les eaux de surface ou les sols. En effet Ould Mohamed El Moustapha (2001) notait une pollution importante par Pb des sols de certains quartiers de la ville de Nouakchott. Il attribuait cette pollution aux gaz d'échappement des voitures car l'essence en Mauritanie contient une teneur considérable de plomb $0,72 \text{ g.L}^{-1}$ alors que les normes européennes limitent cette concentration à $0,15 \text{ g.L}^{-1}$. Il est inquiétant de constater que le nombre de voitures « occasions » importées en Mauritanie seulement pour l'année 2003 a dépassé les dix mille véhicules (Ministère du Transport et de l'Équipement de la Mauritanie).

Un autre type de pollution atmosphérique est répandu en Afrique, particulièrement dans le milieu rural car il est lié à l'usage du bois comme combustible domestique. Il expose ainsi les femmes et les enfants à des fumées qui peuvent être très toxiques par leur composition chimique. L'autre aspect du problème que pose ce comportement, c'est le déboisement de la région dont les sols sont déjà menacés par d'autres types de dégradation.

II.2.3 Les sols

Le sol est une ressource naturelle indispensable et précieuse à des points de vue multiples : ses fonctions à la fois économiques, sociales et environnementales. Le sol permet l'agriculture, accueille et offre l'espace nécessaire à l'habitat et aux diverses activités humaines, stocke lui-même d'autres ressources naturelles indispensables à toute vie (eau, ressources et combustibles fossiles, minerais...), pour ne citer que ceux là. La pollution des sols peut engendrer des conséquences imprévisibles sur l'écosystème entier car le sol est le compartiment entre l'hydrosphère et l'atmosphère. La contamination des sols due à l'activité agricole et aux épandages des déchets d'origine urbaine ou industrielle devient aujourd'hui un problème préoccupant dans beaucoup de pays (Schloter et *al.*, 2003). La Mauritanie malheureusement, en fait partie, mais en plus, les sols de la rive du fleuve se trouvent confrontés à d'autres problèmes qui peuvent être plus redoutables ; il s'agit de la salinité accentuée par l'irrigation (Diaw et *al.*, 2002), la sécheresse (désertification : avancée du désert au profit des terres arables), l'érosion et la surexploitation anarchique.

II.2.3.1 La dégradation des sols et ses conséquences

La dégradation du sol est synonyme de perte de sa fonction en partie ou en totalité. Cette perte peut résulter de l'activité humaine et/ou de l'effet des conditions climatiques. L'activité humaine peut être la source de divers types de pollution du sol (Feng et Aldrich 2000).

II.2.3.1.1 L'agriculture

L'abus de l'épandage des pesticides et des engrais sur les sols engendre leur détérioration et porte préjudice à tout l'écosystème : l'air (Bedos et *al.*, 2002), l'eau (Papalopoulou-Mourdibou et *al.*, 2004). L'environnement a besoin de conserver son harmonie pour préserver une vie durable à tous.

II.2.3.1.2 Les activités domestiques

La plupart des activités domestiques pour ne pas dire toutes génèrent des déchets (solide, liquides et gazeux) qui sont responsables d'intrants dans le sol, donc une modification de ce milieu surviendra. Sa conséquence est fonction de la qualité et la quantité du rejet et de l'influence qu'il peut provoquer sur le sol et de son rôle. Mimouni et *al.*, (2002) soulignaient l'influence du rejet des eaux usées sur la qualité microbiologique des plages de la baie d'Agidir et confirmaient que le sable concentrait les polluants.

II.2.3.1.3 Les activités industrielles

Les rejets des unités industrielles sont responsables de pollution pour tous les sols dans lesquels ils finissent. Les rejets industriels comportent des eaux usées, des déchets solides (miniers) et gazeux qui subissent des transformations et rejoignent le sol, sous d'autres formes qui peuvent s'avérer néfastes.

L'activité humaine peut provoquer des modifications selon les conditions climatiques qui par leur changement perturbent l'équilibre de l'écosystème à travers l'une de ses composantes essentielles.

II.2.3.1.4 La désertification

Les changements climatiques attribués en grande partie à l'activité humaine (effet de serre), menacent les pays arides et semi-arides notamment les pays du Sahel en Afrique. En effet l'avancée du désert dans ces pays constitue une préoccupation particulière ; elle consiste en une perte des terres agricoles au profit du sable qui est connu pour sa stérilité à toute culture.

II.2.3.1.5 L'érosion des sols

L'érosion des sols est un phénomène, connu pour les sols des zones tempérées, qui est responsable de leur perte par divers moyens de transport dans la nature. Les particules transportées dans les courants d'eau en témoignent partout dans les zones arides et semi arides (Picouet et *al.*, 2000). Barousseau et *al.*, (1998) notaient leur dégradation aux environs du barrage de Diama et considéraient que cette érosion affectait le sable côtier. Kane (1985), estimait le taux d'érosion chimique annuel pour le fleuve Sénégal à 1,5 t/Km²/an et notait par ailleurs qu'en 1981-1982, les flux dissous, d'origine continentale, qui ont transité à l'embouchure du fleuve Sénégal se sont élevés à 500000 tonnes et que la charge dissoute annuelle était de 42,3 mg.L⁻¹. L'eau et le vent sont les plus importants vecteurs de transport des particules vulnérables du sol. D'autres facteurs collaborent dans cette destruction ; il s'agit d'une surexploitation du bois ou des richesses du sol en question. En Mauritanie, le mode de vie des populations rurales est un facteur déterminant dans le problème de l'érosion des sols nationaux : l'utilisation du bois ou charbon pour les besoins domestiques, reste dominante et la méthode d'élevage (les animaux errent toute la journée dans les terres ou même toute leur vie fragilisant ainsi les sols) participe sans aucun doute à ce phénomène.

II.2.3.1.6 La salinité

Les sols agricoles de la rive droite du fleuve Sénégal sont menacés par une salinité accrue de nos jours. En effet depuis le fonctionnement du barrage de Diama, la réserve de l'eau a augmenté considérablement en quantité et dans le temps, provoquant ainsi une pression sur les eaux souterraines salées qui favorisent leur remontée vers la surface. D'autre part, l'irrigation accompagnée par les intrants de l'agriculture, provoque l'augmentation des sels à la surface du sol surtout dans les zones tempérées (Kenfaoui, 1997). Selon la même source l'irrigation accentue le problème de désertification, ce constat n'arrange guère les pays du Sahel.

II.2.4 Impact de la pollution sur la santé humaine

Il est difficile de faire un inventaire des conséquences de la pollution de l'eau, du sol et de l'atmosphère sur la vie humaine à cause de leur multitude et disparité ; néanmoins une chose est certaine, beaucoup de maladies sont attribuées à la pollution de l'eau : maladies parasitaires, gastriques, diarrhéiques, ... (Belhaj, 2001), à la pollution des sols : (maladies dermiques) et la pollution atmosphérique : maladies respiratoires, maladies cardiovasculaires.

Les pesticides qui peuvent se retrouver dans les trois compartiments de l'environnement (l'air, l'eau et le sol) sont aujourd'hui responsables d'une gamme très variée de cancers affectant diverses parties de l'organisme humain selon Veillerette (2003a).

II.2.4.1 Impact de la pollution de l'eau

Le caractère nomade et l'exode rural des populations empêchent l'accès à l'eau potable. Les nomades se suffisent des puits qui sont mal entretenus et très éloignés de leur campement le plus souvent alors que l'exode rural accentue le problème de raccordements aux réseaux d'adduction d'eau potable et d'assainissement qui fait défaut dans beaucoup de villes des pays africains de façon générale et particulièrement dans toute la Mauritanie. Les taux de raccordement dans les capitales des pays riverains du fleuve Sénégal, parlent d'eux-mêmes : 10% à Bamako, 17% à Dakar et 25% à Nouakchott (Diouf, 1998) ; le pourcentage attribué à la ville de Nouakchott paraît surévalué dans ces données. Dans les pays en voie de développement, 80% des maladies sont liées à l'eau (Belhaj, 2001).

II.2.4.1.1 Les facteurs de contamination liés à l'eau potable

Quand l'eau est contaminée par les activités humaines de façon générale, plusieurs maladies peuvent se développer par ingestion ou par contact physique (OMS, 1996). Les maladies sont classées en quatre catégories en fonction de leurs relations avec l'eau :

- « Water- borne diseases » : les maladies transmissibles par ingestion d'eau contaminée par des bactéries ou des virus pathogènes (choléra, typhoïde, dysenterie, hépatite infectieuse et autres maladies diarrhéiques) ;
- « Water- washed diseases » : maladies par défaut d'ablutions, imputables à la rareté ou l'inaccessibilité à l'eau, liées au manque d'hygiène ou à l'impureté de l'eau (infections cutanées, la gale, le trachome) ;
- « Water- based diseases » : maladies dont le vecteur est un organisme aquatique invertébré (bilharziose, dracunculose et autres maladies helminthes) ;
- « Water-related diseases » : maladies ayant pour vecteur des insectes aquatiques, principalement les moustiques qui se reproduisent dans l'eau (paludisme ou malaria, onchocercoses, trypanosomiase africaine, filariose et la fièvre jaune).

En Mauritanie, le paludisme demeure la première cause de mortalité selon les autorités sanitaires du pays. La meilleure lutte contre le paludisme et les autres maladies consiste à

utiliser des produits répulsifs (qui ont un impact moindre sur la santé humaine et l'environnement) et à éviter la transmission des vecteurs de maladies (moustiques par exemple) en agissant sur les eaux stagnantes (traitement ou au moins leur drainage).

II.2.4.1.2 Les principaux facteurs de transmissions des maladies hydriques

La transmission des maladies hydriques est assimilée à celle des maladies contagieuses. L'eau est le vecteur de propagation de ces maladies hydriques. La nature et la gravité des maladies hydriques dépendent de trois facteurs, à savoir l'agent contaminant, l'environnement et l'individu contaminé :

- l'agent contaminant : c'est l'organisme affectant qui se trouve à l'origine de la maladie (bactéries, virus, champignons, levure). Chaque agent est caractérisé par sa pathogénicité (aptitude à provoquer la maladie), sa virulence (aptitude à produire des maladies graves) et sa contagiosité (aptitude à se propager) ;
- l'environnement : la survie ou la reproduction du germe porteur de la maladie dépend de plusieurs éléments, à savoir la température, l'humidité, le milieu nutritif et de ses conditions d'agrégation. En Afrique, l'environnement est un facteur responsable de l'aggravation des épidémies ;
- l'individu contaminé : La réaction de chacun vis-à-vis des agents contaminants est différente en fonction de son état de santé, son immuno-dépression et sa sensibilité propre (vaccination, anticorps naturels...).

II.2.4.2 Impact de la pollution de l'atmosphère

La pollution atmosphérique a sa part de responsabilité dans la situation sanitaire des pays africains. Les maladies respiratoires chroniques (asthme) sont les conséquences le plus souvent de la pollution atmosphérique. Les déshydratations des franges les plus vulnérables de la population (enfants et personnes âgées) causées par le réchauffement de la planète, dans des pays où les températures sont déjà élevées, en sont d'autres exemples.

II.2.4.3 Impact de la pollution des sols

Il est clair que la pollution de l'air ou de l'eau finit toujours par atteindre même en quantités minimales les sols : néanmoins le constat qui paraît ici le plus significatif, sans vouloir indexer les nombreuses pathologies liées à l'usage d'un sol pollué, est l'aspect économique qui apparaît dans chaque pollution. La pollution des sols engendre la diminution de leur rentabilité donc la diminution des revenus des agriculteurs qui déjà étaient très bas. La famine qui fait des ravages en Afrique, admet comme première cause la dégradation des sols. Elle fragilise l'organisme des personnes touchées ce qui les expose plus aux maladies hydriques. Rainilli (1996), notait que la rubrique santé humaine concerne les effets de la contamination des sols sur les personnes en contact direct avec les produits toxiques ou les diffusés sur les consommateurs des produits cultivés sur ces terres. De là ressort le caractère du problème général pour tous.

La pollution des sols et de l'air regagne en partie plus ou moins importante, selon l'environnement naturel les ressources en eaux. Pour cette raison les ressources en eau aujourd'hui sont vulnérables à cause aussi d'autres types de pollution auxquels elles se trouvent exposées. Les eaux de surface sont particulièrement les plus menacées mais leur traitement nécessite une connaissance au préalable de leur composition physico-chimique pour mieux choisir le procédé de traitement approprié

III Traitements et méthodes d'analyse de l'eau

III.1 Les traitements de l'eau

L'eau est un élément vital pour l'être humain. Il est important de l'avoir en quantité suffisante et en qualité garantissant une vie saine, durable et sans danger à long terme. Pour cela l'eau de consommation doit satisfaire à un ensemble de propriétés organoleptiques, physiques, chimiques et bactériologiques connues sous le nom de normes. Les normes indiquent les seuils tolérés des intrants dans la composition ou affectant l'eau pour qu'elle reste propre à cet usage. Si l'eau naturelle ne satisfait pas ces conditions, elle doit être traitée pour éliminer les éléments indésirables ou être reminéralisée éventuellement en cas de déficit en éléments nutritifs. De nos jours il existe trois types de traitements :

- les traitements qui retirent : ils permettent de retirer les éléments qui gênent. Ce sont des traitements physiques (dégrillage, tamisage, filtration, adsorption et procédés membranaires) ;
- les traitements qui transforment : Deux situations peuvent être envisagées dans ce cas ; on peut transformer l'élément indésirable et le soustraire (clarification, déferrisation, dénitrification, etc...) ou le laisser (désinfection, oxydation, nitrification, etc...) ;
- les traitements qui ajoutent des éléments minéraux indispensables à la vie humaine, qui peuvent faire carence dans la composition chimique de l'eau.

Les traitements physico-chimiques et la filtration lente seront exposés ici.

III.1.1 Le traitement classique physico-chimique

III.1.1.1 La clarification

La clarification est un procédé qui permet d'éliminer des eaux naturelles la Matière Organique (MO) et particulièrement les matières humiques. Elle comprend la coagulation – floculation comme une première étape qui est suivie le plus souvent par la séparation du floc formé par une décantation ou flottation et/ou filtration. Ce traitement permet d'éliminer moins de 10% des pesticides et reste très dépendant de la nature de la molécule à éliminer. Cependant l'abattement des pesticides peut être amélioré occasionnellement, après ajout du charbon actif en poudre (CAP) (Jacquin et Bittner., 1998).

III.1.1.2 La rétention membranaire

Trois procédés sont agréés aujourd'hui : ultrafiltration, l'osmose inverse et la nanofiltration. L'ultrafiltration a un rendement très faible pour l'élimination des produits phytosanitaires mais il peut être amélioré avec ajout de CAP.

III.1.1.3 L'adsorption

L'adsorption sur charbon actif est un procédé de rétention et d'affinage. Il permet d'éliminer un grand nombre de pesticides, le Carbone Organique Dissous Biodégradable (CODB), et les mauvais goûts et odeurs. L'abattement des pesticides dépend de la nature du Charbon Actif en Poudre (CAP), de sa concentration, du temps de contact et de la présence de matières organiques qui sont les concurrentes naturelles des pesticides (Boussahel *al.*, 2001). L'adsorption pourra être envisagée sur d'autres matériaux surtout disponibles dans le lieu de

traitement et mieux encore si ces matériaux étaient considérés comme des déchets (Agdi et al., 2001).

En Afrique beaucoup de méthodes traditionnelles de traitements sont connues mais leurs efficacités devant les polluants actuels laissent à désirer. Cependant la compréhension du mode de traitement et son amélioration, paraît comme une alternative rapide et peu coûteuse dans l'attente d'une solution définitive.

III.1.1.4 La filtration

La filtration est un procédé destiné à clarifier l'eau qui contient des Matières En Suspension (MES) en la faisant passer à travers un milieu poreux constitué d'un matériau granulaire. Elle permet aussi d'éliminer une grande partie des intrants dans la composition de l'eau sur la surface du filtre adsorbant.

III.1.1.5 L'oxydation et la désinfection

Le traitement de l'eau par les agents coagulants et par la filtration, permet de façon importante à supprimer les microorganismes qu'on trouve régulièrement dans les eaux superficielles. En effet ce traitement élimine effectivement les protozoaires et autres organismes de même taille. Une certaine partie des bactéries et des virus peut subsister juste dans l'eau filtrée d'où l'obligation d'une désinfection terminale.

A l'échelle industrielle la désinfection de l'eau peut être physique (photolyse) ou chimique (oxydation).

III.1.1.5.1 La photolyse

Elle est basée sur l'élimination de microorganismes et/ou la dégradation des molécules organiques par une radiation lumineuse qui peut être d'un rayonnement solaire et/ou ultraviolet (UV), à la fin de la filière de traitement. Pour les polluants organiques, la destruction reste fonction de la molécule, de la radiation et la durée d'exposition.

III.1.1.5.2 L'oxydation

Les deux oxydants les plus utilisés actuellement sont le chlore et l'ozone pour ce procédé. Malgré une efficacité prouvée pour certaines familles de pesticides, l'usage de l'ozone obéit à une réglementation très surveillée en France, allant même jusqu'à son interdiction dans le cas où le procédé induit la formation de métabolites. En présence de l'eau oxygénée, l'ozone génère des radicaux susceptibles de transformer les composés organiques en d'autres. Ainsi Zekkour et Béron, (2001) estimaient que l'ozonation couplée à une injection de l'eau oxygénée pouvait éliminer jusqu'à 75% des pesticides. Par ailleurs, ils ont montré que ce procédé pouvait éliminer le phénol, le résorcinol et leurs métabolites formés lors d'une chloration préalable. Les transformations lors du procédé sont à prendre avec toutes les précautions car l'oxydation par l'ozone de certains pesticides peut conduire à des produits de dégradation plus toxiques que les composés de départ. Le méthyl parathion en est un bon exemple car son oxydation conduit au paraoxon méthylique qui est plus toxique que la molécule mère. La formation des oxons et des époxydes (chlorés) en sont d'autres exemples.

L'usage du chlore ou des hypochlorites aux fins de désinfection et d'oxydation est l'un des plus anciens et demeure le plus répandu. En effet la chloration reste le procédé de désinfection préféré à cause de sa simplicité, de son coût modique et de son efficacité surtout.

III.1.2 La filtration lente

La filtration lente est préconisée pour la majeure partie des situations si les conditions climatiques le permettent. Elle est effectuée à ciel ouvert. La filtration lente est, dans une large mesure, un traitement biologique le bon fonctionnement du filtre l'exige. L'élimination des impuretés et l'amélioration de la qualité physique, chimique et bactériologique de l'eau brute s'effectue, en majeure partie, dans le lit filtrant et notamment dans le film biologique en haut du lit filtrant. Cette membrane est constituée d'une grande variété de micro-organismes très actifs (bactéries, protozoaires, bactériophages), qui dégradent les matières organiques. Une forte proportion des matières minérales en suspension est retenue par l'effet de tamassage.

La zone 'biologique' active où s'accomplissent les mécanismes d'épuration s'étend jusqu'à 0,4-0,5 m de la surface du lit filtrant, mais son activité diminue au fur et à mesure que l'eau s'épure et renferme moins de matières en suspension et d'éléments nutritifs. A une plus grande profondeur dans le lit filtrant, les produits des processus biologiques sont éliminés davantage encore par des processus physiques (adsorption) et une action chimique (oxydation). Le procédé agit de manière efficace avec des vitesses d'écoulement faibles et un temps de rétention suffisant avant la filtration. Il est généralement conseillé d'adapter des installations où la filtration lente est le seul traitement possible et de maintenir la vitesse de filtration entre 0,1 et 0,2 m.h⁻¹. En plus, il faut que l'eau ait une teneur en oxygène suffisante, parce que l'activité de la biomasse diminue considérablement si celle-ci tombe à moins de 0,5 mg.L⁻¹ (Oieau, 2004). Ce phénomène peut être évité par une aération de l'eau brute.

Le lit filtrant peut être de différents matériaux ou de leur mélange, le sable, le charbon et le gravier en sont des exemples.

L'eau devient potable après une bonne filtration lente d'après Oieau, (2004).

III.1.2.1 Avantages

La filtration lente est une méthode de traitement simple et souvent économique. Elle offre l'avantage d'une grande efficacité et d'une exploitation simple. Ainsi, elle répond aux besoins d'amélioration de la qualité de l'eau tout en permettant la possibilité d'associer la collectivité à la gestion, à l'entretien et à l'exploitation des installations..

Son aptitude à apporter une amélioration simultanée des qualités physiques, chimiques et bactériologiques de l'eau brute représente un avantage considérable par rapport à d'autres techniques : celui d'accéder à une qualité d'eau satisfaisante sans rajouter d'autres étapes dans le processus de purification. Le fait que dans la filtration lente, on n'a pas besoin de rajouter des réactifs est un avantage considérable et surtout très économique par rapport aux autres procédés de traitement. Son efficacité et son coût suscitent un nouvel intérêt dans les pays développés.

La filtration lente semble être la méthode idéale pour la majeure partie des pays africains et particulièrement la Mauritanie pour les raisons suivantes :

- un coût d'investissement accessible ;
- une disponibilité du matériau de filtration et d'espace suffisante ;
- un climat favorable aux installations ;
- un besoin énergétique peu élevé ;

- une adaptation facile aux différents regroupements, en effet différents types de filtration lente peuvent être envisagés en fonction de la densité de la population qui sera ciblée.

III.1.2.2 Inconvénients

Il convient de souligner que la filtration lente n'est pas une panacée à tous les problèmes de traitement de l'eau et qu'elle a certaines limitations. Par exemple, l'accroissement de la quantité des matières solides en suspension dans l'eau brute, oblige à des nettoyages à intervalles trop fréquents. Si la turbidité de l'eau augmente considérablement pendant de longues périodes, un prétraitement par décantation, préfiltration à flux horizontal ou vertical ou autres types de prétraitement sont indispensables.

Les effets des algues sur les filtres peuvent être bénéfiques ou nuisibles, selon les conditions. Par ailleurs, sous certaines circonstances (climat, qualité de l'eau) une prolifération de ceratins types d'algues peut accélérer le colmatage du lit filtrant et par conséquent poser des problèmes d'exploitation.

L'ensemble de ces inconvénients pèse peu par rapport aux avantages de la filtration lente. Cependant la surveillance, le contrôle et la vigilance, comme pour n'importe quel autre type de traitement, sont l'unique moyen de surmonter ces inconvénients.

Le suivi de la qualité de l'eau avec des méthodes d'analyse fiables, est un contrôle indispensable sur les filières de traitements.

Le traitement à choisir reste dépendant des concentrations minimales qu'on veut obtenir et de l'état de pollution en micro-polluants de l'eau à traiter ; pour cela une quantification et qualification des polluants sont nécessaires au préalable.

III.2 Méthodes d'analyse des pesticides

L'évaluation et la surveillance de la fiabilité des procédés de traitement sont étroitement liées aux méthodes d'analyse des pesticides dans les laboratoires qui sont eux-mêmes confrontés à un ensemble d'exigences :

- la diversité de la gamme à analyser : tous les pesticides et leurs produits de dégradation ;
- la rapidité et la fiabilité des analyses ;
- une réglementation sur les concentrations limites admises des pesticides dans l'eau de plus en plus exigeante;
- un nombre pléthorique d'échantillons à analyser dans des délais record.

L'analyse actuelle des pesticides comporte deux étapes importantes aussi bien pour les eaux que pour les sols :

- la préparation des échantillons, cette étape consiste à un prétraitement des échantillons. Le prétraitement permet d'extraire et/ou de concentrer les pesticides pour pouvoir mieux les doser ;
- l'identification des produits phytosanitaires : elle identifie la matière active et détermine sa concentration dans l'échantillon analysé.

III.2.1 Le prétraitement des échantillons

III.2.1.1 Extraction

Pour les eaux on peut avoir deux types d'extractions : liquide-liquide et liquide-solide alors que pour les sols l'extraction est toujours solide-liquide.

III.2.1.1.1 Extraction liquide – liquide

La méthode consiste à extraire les pesticides hydrophobes se trouvant dans l'eau par un solvant approprié et non miscible à l'eau. L'extraction est effectuée sur un volume important de l'échantillon dans une ampoule à décanter puis le solvant est évaporé et le résidu est repris dans le milieu adéquat pour être analysé. Boussahel, (2001) note l'utilisation du dichlorométhane comme solvant d'extraction et souligne que cette méthode est déjà homologuée et normalisée pour le dosage de 15 pesticides organochlorés et 21 organophosphorés. Pablo et *al.*, (2003) extraient le méthylparathion avec d'autres pesticides par le dichloroéthane en vue de leur analyse et estimaient que la température optimale d'extraction était déterminante dans cette extraction. L'éthanol était utilisé dans les méthodes d'extraction du méthylparathion selon Koen et Hubert (1970). Cependant l'hexane reste d'usage courant pour extraire une grande partie de produits phytosanitaires.

Les inconvénients de cette méthode sont les volumes utilisés aussi bien pour l'échantillon que pour le solvant d'extraction et le fait qu'elle ne soit pas automatisable. Des améliorations de cette technique sont faites : en effet Beltran et *al.*, (1997) ont développé une micro- extraction liquide – liquide des composés organiques. Le principe d'extraction est le même mais on réduit au minimum la quantité du solvant organique et l'extrait obtenu est injecté directement en chromatographie (Boussahel., 2001).

Si le pesticide est hydrophile, le choix d'autres méthodes s'impose, ainsi Dortignac et *al.*, (2004) quantifiaient le glyphosate après dérivation par une méthode polarographique.

III.2.1.1.2 Extraction liquide-solide

Elle consiste à faire passer l'échantillon à analyser à travers une cartouche contenant un adsorbant solide puis rincer cet adsorbant et enfin éluer les composés à analyser avec une petite quantité d'un solvant approprié en vue de leur analyse. L'adsorbant le plus utilisé surtout pour les composés dans ces cartouches est la C18 non polaire contenant l'octadécylsilane. Ce type de cartouche peut être utilisé pour différents pesticides : insecticides organochlorés (Perrin et *al.*, 1998), organophosphorés (Schulein et *al.*, 1995) et les triazines et ses métabolites (Ferrer et *al.*, 1999). Xu et *al.*, (2003) utilisaient une extraction des organophosphorés de l'eau sur des membranes d'extraction en vue de leur analyse en chromatographie gazeuse. Pour les composés très polaires l'adsorbant utilisé est à base de cyanopropylsilane alors que pour les composés apolaires, il est à base de copolymères styrène divinylbenzène (Boussahel et *al.*, 2002).

La technique la plus intéressante reste aujourd'hui l'extraction sur des petites cartouches. L'avantage de cette méthode est le fait qu'elle puisse être couplée à la HPLC pour une analyse automatisée des résidus de pesticides. Cun et *al.*, (2002) ont extrait des carbamates sur un dispositif préparé par le Prospekt (Spark Holland). Cette technique est actuellement utilisée pour l'extraction des résidus de pesticides dans les eaux de surface en vue de leur analyse par chromatographie (Munoz et *al.*, 2003). Elle est utilisée dans l'agroalimentaire pour le dosage de résidus de pesticides dans les fruits, Soler et *al.*, (2004) notaient l'usage d'une C18 pour l'extraction de plusieurs pesticides dont le propanil. Tolosa et *al.*, (1996) ont extrait 11 organochlorés et 24 organophosphorés directement des solutions

aqueuses par des C18 et corrélaient l'extraction avec la solubilité du pesticide à extraire dans l'eau.

La microextraction (SPME) consiste à introduire dans l'échantillon à analyser une fibre de silice fondue sur laquelle est greffée une phase stationnaire à base de polyacrylate ou polydiméthylsiloxane. Après quelques minutes de contact les pesticides contenus dans l'échantillon s'adsorbent par diffusion sur la fibre comme l'indiquaient Gereke *et al.*, (2001) et Zhao *et al.*, (2002). Par la suite les produits adsorbés sont déssorbés de la fibre directement dans l'injecteur de la Chromatographie en Phase Gazeuse (CPG) par effet thermique ou par entraînement liquide au niveau de la boucle d'injection de la HPLC. L'avantage de cette méthode réside dans le fait que la seringue peut être réutilisée pour une autres analyse (Massat et Laurent 1999).

III.2.1.2 Extraction des pesticides à partir des sols

Comme pour les eaux, cette extraction consiste à extraire les pesticides du sol par un solvant approprié. Le choix du solvant dépend de la polarité des molécules à extraire : pour les pesticides organochlorés on utilise le plus souvent l'hexane, le benzène ou ses dérivés. Le méthanol et l'acétate d'éthyle peuvent être utilisés pour les composés polaires. Des dispositifs d'extraction des pesticides des sols sont déjà connus : Agüera *et al.*, (2003) décrivaient une méthode d'extraction du triclosan et biphényl à partir des sédiments marins en vue de leur analyse chromatographique grâce un dispositif connu sous le nom de Dionex ASE 200. L'appareil de Soxhlet est très utilisé pour les extractions des sols surtout leur nouvelle génération [Biselli *et al.*, (2000)]. L'agitation mécanique et la sonication sont des techniques d'extraction d'usage courant d'après Lambropoulou et Albanis (2004). Gatidou *et al.*, (2004) extraient le diuron et ses métabolites dont la 3,4 dichloroaniline des sédiments marins par le méthanol à l'ultrason. Le dosage des pesticides dans les sols dépend de la sélectivité de la méthode d'extraction mise en oeuvre.

III.2.2 Les méthodes de dosage

Les seuils de concentrations exigés par les normes actuelles demandent des méthodes analytiques très sensibles. Les différents types de chromatographie demeurent les plus utilisés pour l'identification et la quantification des résidus de pesticides.

III.2.2.1 Chromatographie en phase gazeuse (CPG)

La CPG est la meilleure méthode de dosage pour les pesticides volatiles et thermostables. Elle peut être utilisée avec des détecteurs spécifiques : détecteur à capture d'électrons (ECD) (utilisé pour le dosage des organochlorés) et détecteur azote-phosphore (NPD). Les colonnes garnies ont cédé leur place aux colonnes capillaires offrant ainsi une meilleure séparation des produits. Si ces méthodes sont associées avec la Spectrométrie de la Masse (SP) les possibilités analytiques s'élargissent à une gamme très importante de pesticides. Le couplage de la CPG et SM est très utilisé pour le dosage des résidus ainsi Wittke *et al.*, (2001) déterminaient la concentration des différentes dichloroanilines (métabolites de différents pesticides) dans les urines des humains et obtenaient des résultats satisfaisants. Manuela *et al.*, (2004) notaient la détermination de huit organophosphorés dont le méthylparathion par GPC/SM en combinant l'usage d'une membrane et du cyclohexane pour les extraire. Ce couplage aussi est utilisé dans l'industrie agroalimentaire pour déterminer le résidu des pesticides, ainsi Soler *et al.*, (2004) ont déterminé certains organophosphorés dont le méthylparathion dans les jus de fruits en utilisant une microextraction liquide-solide suivi d'un dosage par CPG/SM.

III.2.2.2 Chromatographie Liquide Haute Performance (HPLC)

Elle permet le dosage des composés thermolabiles et ioniques. La colonne la plus utilisée est celle qui contient une phase stationnaire greffée en C18. Le détecteur UV est très sollicité dans les dosages de routine cependant le Détecteur à barrette Diode (DAD) offre de grandes possibilités d'identification des composés grâce à sa banque de spectres de référence. Cun et *al.*, (2002) ont mis en place une méthode d'analyse de 14 pesticides de la famille des carbamates avec une HPLC/UV-DAD. Le couplage de la HPLC et la SM permet le dosage d'un éventail de produits et surtout d'éliminer les interférences de la matrice. Beaucoup de travaux sont de plus en plus cités qui utilisent ce couplage (Ramos et *al.*, 1999, Jeannot et *al.*, 2000 et Zambonin et *al.*, 2002).

La chromatographie liquide est utilisée aussi pour le dosage des pesticides, ainsi Teresa et *al.*, (2000) analysaient le propanil et ses métabolites dans les rejets de la riziculture par la chromatographie en phase liquide précédée d'une extraction solide.

III.2.2.3 Les méthodes de dosage à base d'oxydo-réduction et/ou avec dérivation.

D'autres méthodes sont de plus en plus citées pour le dosage restreint de quelques pesticides. Le pouvoir d'oxydo-réduction de certains produits phytosanitaires peut être exploité en vue de leur détermination. Le dosage du propanil par une méthode électrochimique (Garrido et *al.*, 2001) paraît important surtout que ces techniques utilisent des petites quantités de l'échantillon, ce qui est en lui-même un avantage considérable par rapport aux techniques où une pré-concentration est nécessaire ; néanmoins l'aspect restreint de la dérivation à un et/ou quelques produits limitent leur utilisation par les laboratoires d'analyse.

III.2.2.4 Dosages immunologiques

Les méthodes immunologiques présentent un grand intérêt pour le dosage de pesticide car le principe est très simple et surtout il est applicable sur le terrain : Une quantité de l'échantillon est mise en contact avec une enzyme dans un tube pour un certain temps ; alors si le pesticide recherché est présent, sa quantification se fait par un dosage spectroscopique à une longueur d'onde spécifique grâce à une calibration au préalable. Les études de plus en plus récentes sont citées : Chuang et *al.*, (2003), Kim et *al.* (2003) et Yakovleva et *al.*, (2003) dont les travaux ont porté sur le méthyl parathion. Bien que cette méthode ne dose que des familles de pesticides, elle peut être intéressante pour les zones isolées ou dépourvues de laboratoires d'analyse. L'application de microbiotests en kits (Toxkits) pour la caractérisation de la toxicité des eaux usées, signalait par Sefrioui et Chergui., (2002), paraît importante pour évaluer l'impact des rejets des eaux dans l'environnement.

Le développement des méthodes adaptées d'analyse des résidus de pesticides par les laboratoires d'analyse est très important pour la compréhension du devenir des produits phytosanitaires dans notre environnement. Certes si on arrive à savoir quelles sont les concentrations d'un pesticide dans les différents compartiments du milieu après son épandage et leur évolution dans le temps on pourra plus aisément proposer le mécanisme de dissipation de ce produit dans cet environnement.

Un travail soucieux de l'environnement doit le prendre dans sa globalité ; néanmoins l'étude d'une thématique bien déterminée du milieu naturel est toujours la bienvenue mais en fin de compte elle devra être replacée dans son contexte. Pour ce travail nous avons adopté l'approche suivante : Nous sommes partis de l'environnement de la pollution en Mauritanie et particulièrement le delta du fleuve Sénégal dans la plupart de ses aspects, mais par la suite nous nous focaliserons sur le devenir de certains pesticides dans les sols et l'eau.

IV LES PESTICIDES DANS L'ENVIRONNEMENT

Aujourd'hui le terme micro- polluants regroupe l'ensemble des pesticides utilisés dans diverses activités ainsi que les métaux lourds qui par leur accumulation dans l'environnement peuvent porter préjudice au milieu naturel et par la suite aux êtres vivants. La pollution par cet ensemble de composés, est la menace à laquelle chacun doit de son côté attacher une vigilance particulière, en vue de conserver notre environnement favorable à une vie durable. La grande partie des micro-polluants se caractérise par leur propriété de s'accumuler dans l'environnement suite à leur utilisation quotidienne pour les besoins humains quels qu'ils soient.

IV.1 Les pesticides : Généralités

Le pesticide vient du mot anglais Pest qui signifie animal ou plante nuisible à la culture. Les pesticides ou produits phytosanitaires sont l'ensemble de substances chimiques, qui par leur effet peuvent détruire de façon totale ou partielle des espèces du milieu naturel. Ces substances chimiques sont diverses :

- minérales comme le soufre, le sulfate de cuivre (bouillie bordelaise) ;
- organiques naturelles comme la pyréthrine ;
- organiques de synthèses comme les organochlorés, les organophosphorés, les organométalliques, les tri azines, les dérivées de l'urée, les carbamates, ect...

Actuellement le nombre de ces composés est considérable pour cela les producteurs et utilisateurs les classent à partir de leur cible biologique :

- les insecticides contre les insectes ;
- les herbicides contre les mauvaises herbes ;
- les fongicides contre les champignons ;
- les acaricides contre les acariens ;
- les nématodes contre nématodes, vers, etc. ;
- les rodenticides contre les rongeurs ;
- les molluscides contre les mollusques ;
- les bactéricides contre les bactéries.

IV.1.1 Les formulations commerciales

Les molécules biocides (matières actives) sont très rarement employées à l'état pur pour des raisons de sécurité principalement (Giry, 1998), mais elles le sont sous formes diluées dans des préparations liquides ou sèches. Les différents produits entrant dans ces compositions, sont des adjuvants de formulation. Les adjuvants (tensioactifs, mouillants, huiles, etc.) ont pour rôle d'optimiser l'activité biocide de la matière active, de réduire les pertes par lessivage (épaississant, moussant, solvant,...), de faciliter la manipulation (antimoussants, émulsionnants, dispersants, colorants ...) (Fournier, 1988). La matière active

formulée mise en vente sur le marché s'appelle une spécialité commerciale. Les caractéristiques des molécules qui entrent dans la composition d'une formulation sont :

- agents tensioactifs anioniques : ce sont des molécules comportant un groupement hydrophile chargé négativement. On retrouve parmi ces molécules des carboxylates d'acides gras, des sulfonates et des sulfates ;
- agents tensioactifs cationiques : ce sont des molécules comportant un groupement hydrophile chargé positivement. On rencontre parmi ces molécules principalement des sels d'ammonium quaternaire et de pyridinium ;
- agents neutres ces molécules contiennent des fonctions polaires, esters, alcools, phénols ou amides ;
- agents amphotères, ce sont des molécules aux propriétés acido-basiques selon les conditions du milieu dans lequel elles se trouvent.

La formulation de la matière active peut lui conférer des comportements très différents de celle de la matière active prise à part, ainsi Sanderson et *al.*, (1997) notaient une différence importante entre le comportement du propanil seul et du propanil dans différentes formulations. Adhya et *al.*, (1981a) notaient la stabilité constatée du méthylparathion et d'autres organophosphorés dans leur formulation commerciale lors de l'épandage sur les sols.

De cette formulation dépendra le comportement dans l'environnement mais aussi la toxicité de la matière active.

IV.1.2 Toxicité des pesticides

L'utilisation des pesticides et la contamination qu'ils peuvent engendrer ne sont pas sans conséquence. En effet l'exposition aux produits phytosanitaires peut occasionner deux types de dangers sur la santé de la victime ; effets aigus à court terme ou des effets chroniques (Gupta, 2004). Les effets aigus sont connus sous le nom d'intoxication et leurs conséquences sont le plus souvent immédiates alors que les effets chroniques se développent sur une période plus longue et peuvent persister longtemps après le fait. Ces effets peuvent résulter soit d'une exposition à long terme ou répétée à un pesticide à faible dose, soit une dose plus conséquente pendant un court laps de temps. Dans les deux cas les conséquences sont malheureuses ou même désastreuses pour la victime. Les conséquences les plus redoutables pour les produits phytosanitaires sont leurs potentialités cancérogènes à long terme en grande partie. Les métabolites des pesticides peuvent être plus dangereux que la matière active elle-même. La synergie des matières actives ou de la matière active dans sa formulation et certaines composantes du milieu récepteur, peut avoir des effets néfastes sur la vie humaine et l'environnement ; c'est pourquoi une réglementation tenant compte de la durée de séjour du pesticide dans le milieu naturel s'impose.

IV.1.3 Réglementation

La réglementation des micro-polluants sous-entend une concentration limite au-delà de laquelle le sol ou l'eau est considéré comme pollué donc non conforme à l'usage en question dans son état actuel. En France, le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement préconise le Logiciel SeQ-Eau comme mode de quantification de la qualité des eaux de superficielles et souterraines. Les eaux sont classées en trois groupes définis selon leur réponse aux critères déjà établis auparavant. Le traitement préconisé qu'il soit physique et/ou chimique est déterminé en fonction de la qualité de l'eau et de la fin à laquelle elle sera destinée. Le décret numéro 2001-1220 du 22 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine à l'exception des eaux minérales naturelles impose la concentration

limite supérieure de 0,1 µg.L⁻¹ pour chaque pesticide et ses métabolites et 0,5 µg.L⁻¹ pour l'ensemble de pesticides et dérivés

Le rapport du Sénat français et ses Annexes, (2003) exposent la réglementation de l'eau en France.

La circulaire n° 27/99 du ministère de la santé sur avis du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France impose un suivi renforcé de la qualité des eaux distribuées après un dépassement des 0,1 µg.L⁻¹.

La réglementation française fixe la limite d'utilisation des pesticides par l'hectare du sol en fonction de son état et interdit l'usage de ceux qui sont jugés dangereux. Elle se conforme à la réglementation européenne comme d'ailleurs tous les autres pays de l'Union.

En Amérique EPA (Agence de Protection de Environnement) fixe aussi ses limites admises. On peut être tenté de penser que toutes les réglementations adoptées par l'ensemble de ces pays sont plus des principes de précaution pour mieux éviter une catastrophe en les comparant avec les normes guides de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) qui sont moins exigeantes en terme de concentration limite admise pour tous les polluants. On notera que les normes OMS sont basées sur des études toxicologiques des polluants. Le problème de l'Afrique et particulièrement de la Mauritanie n'est pas de mettre en place telles concentrations limites mais c'est de pouvoir quantifier la limite souhaitée. Il est clair que les normes de L'OMS restent les limites au-delà desquelles la santé humaine est menacée mais faut-il le savoir car la sonnette d'alarme de la pollution est incontestablement la perte de vie humaine. Il est évident que les eaux de surface aujourd'hui ne peuvent être prises comme eau de boisson que si elles sont traitées et/ou soumises à un contrôle rigoureux à cause de leur vulnérabilité et leur exposition à différents types de pollution du milieu naturel dans sa globalité.

IV.2 Devenir des pesticides dans l'environnement

Dès lors que les pesticides sont introduits dans l'environnement, ils subissent une multitude d'actions qui peuvent être d'ordre physique, chimique, biologique ou physico-chimique [Calvet et *al.*, (1980), Cornejo et Jamet., (2000)].

L'étude du comportement des produits phytosanitaires dans l'environnement concerne leurs mouvements (mobilité et dispersion) mais aussi leurs vitesses de dégradation qui rend compte de leur persistance dans le sol ou l'eau. Cette durée de persistance est déterminée en calculant la durée de demi-vie (DT_{1/2} ou DT₅₀) qui représente la période au bout de laquelle 50% de la quantité initiale du produit ont disparu. Les travaux menés sur la dégradation des molécules pesticides ont pour buts :

- de déterminer la persistance de ces molécules dans l'environnement ;
- d'identifier les métabolites (sous-produits de la molécule mère) et d'en évaluer leur toxicité sur l'environnement donc l'impact de cette contamination.

IV.2.1 Contamination

La contamination par les pesticides résulte de leurs utilisations dans divers usages de la vie. L'agriculture reste de loin le plus grand pollueur par les pesticides surtout dans les pays développés : épandage sur les cultures (Cerejeira et *al.*, 2001). L'usage domestique de certaines formulations expose une frange plus importante des populations sédentarisées (Cann

et *al.*, 2002). Au Sahel la lutte anti-acridienne et contre les sauterelles, constitue la deuxième source de pollution par les pesticides car d'importantes quantités sont utilisées sur l'ensemble des pays ; les récentes invasions des criquets pelerins en 2004 dans toute l'Afrique du Nord en témoignent. De plus en plus des luttes aériennes sont organisées mais l'efficacité de cette utilisation laisse à désirer surtout dans le cas où les produits seraient épandus sous conditions climatiques rudes qui rendraient capables de beaucoup de transformations ultérieures.

IV.2.2 Dégradation

La dégradation des pesticides résulte de l'action du milieu naturel sur la matière active de la formulation chimique.

IV.2.2.1 La dégradation biotique

Les produits phytosanitaires se trouvent parfois éparpillés dans la nature par différents modes d'épandage. Par la suite, ils seront exposés aux actions des composants du milieu naturel.

La dégradation biotique résulte de l'action des microorganismes contenus dans le sol. La grande partie des pesticides est dégradée au niveau du sol par voie microbienne. Le sol offre de grandes potentialités en matière de diversité génotypiques et phénotypiques des populations microbiennes capables de dégrader des molécules xénobiotiques. La dégradation d'une molécule peut résulter de l'action, à des moments différents, de plusieurs souches microbiennes (Mallick et *al.*; 1999). La dégradation du 3,4-dichloropropionanilide en 3,4-dichloroaniline sur les sols est attribuée aux micro-organismes du sol selon Tixier et *al.*, (2000). En effet la couche arable d'un sol cultivé à l'équilibre peut contenir de 1 à 2 tonnes de microorganismes vivants par hectare. Cette microflore survit grâce à la matière organique du sol mais aussi aux autres matières organiques entrant dans ce même sol avant ou après action du milieu sur elles. Ces microorganismes peuvent libérer des protéines enzymatiques qui agissent sur les pesticides dans des proportions moins importantes. Les études menées par Bichat et *al.* (1999) démontrent qu'avec un certain rapport C/N des microorganismes sont capables de se servir de l'azote des groupes animés puis directement de l'hétérocycle. La dégradation du propanil en 3,4-dichloroaniline et l'acide propanoïque sur le sol, a été étudiée par Correa et Steen (1995). Cette étude révèle que la dégradation du pesticide est attribuée en grandes parties aux microorganismes du sol et indique d'autre part, la condensation du dérivé de l'aniline et la transformation ultérieure de l'acide en dioxyde de carbone. Perera et *al.*, (1999) notaient la dégradation du propanil dans les eaux et sols au Sri-lanka mais ils ont constaté qu'il s'accumulait dans une plante de la région. La dichloroaniline (DCA) se dégrade aussi sur les sols sous l'effet des micro-organismes, ainsi Gooddy et *al.* (2002) ont suivi la dégradation et le transport du diuron et son métabolite la DCA sur un sol calcaire et la formation de la DCA et sa dégradation ultérieure, ont été établies. Dejonghe et *al.*, (2002) ont extrait une bactérie de trois sols différents capable de dégrader la 3-chloroaniline et la 3,4-DCA.

Adhya et *al.*, (1981b) ont montré la décomposition du méthylparathion en aminométhylparathion sous influence des sols acides contenant du soufre. Par contre, Holm et *al.*, (1983) rapportaient que la composition du sol n'a pas de fait sur la transformation du méthylparathion et que cette dégradation est due principalement à la population microbienne. Dans les systèmes aérobies, l'hydrolyse biologique est la plus ancienne forme de dégradation citée par Bourquin et *al.*, (1979). Lassiter et *al.*, (1986) notaient la décomposition du méthylparathion sous l'effet des micro-organismes planctoniques en métabolites dont le paranitrophénol. David et *al.*, (2000) notaient que le méthylparathion subissait une désulfuration et déarylation. Yu-Huan et *al.*, (2004) déclaraient avoir extrait et caractérisé

l'enzyme fongique qui est responsable de l'hydrolyse de certains organophosphorés dont le méthylparathion, le parathion et le paraoxon. Kam et *al.*, (1999) ont montré la dégradation du paranitrophénol sous l'influence d'enzymes. Il est important de remarquer que l'action des microorganismes sur les pesticides reste en étroite compétition avec des constituants de la matière organique, ainsi Wander et *al.*, (2002) ont montré que l'hydrolyse du méthylparathion par une bactérie a été sensiblement affectée par l'ajout du 2-isopropyl-6-méthyl-4-pyrimidino qui est une source de C et N pour cette bactérie. Mellick (2004) notait que la bactérie *balusttinum de flavobactérie* qui a été isolée des sols agricoles en Inde Méridionale utilisait le méthylparathion comme source de carbone. Le paranitrophénol est retenu par les acides humiques mais sa dégradation n'est pas signalée selon Yu-Hui Yang et Koopae (1999).

L'impact des plantes sur la dégradation des pesticides reste mal étudié de nos jours (Piutti et *al.*, 1999). A l'intérieur de la plante les produits phytosanitaires peuvent être dégradés sous l'action d'enzymes ou de réactions simples. Cependant la persistance de certaines molécules dans des plantes peut être observée, en effet Francisco et *al.*, (1999) soulignaient la persistance du méthylparathion et parathion dans des plantes. La dégradation du propanil dans les plantes a été étudiée par Lamoureux et Frear (1979) qui notaient la présence de la dichloroaniline et de certains de ses complexes avec des constituants organiques des plantes parmi les métabolites du propanil. La présence de la végétation favorise l'infiltration des pesticides ; ainsi Souiller (2000) estimait que la perte des pesticides par infiltration pouvait atteindre jusqu'à 99% si la zone traitée était herbacée.

Les conditions du sol (pH, température, ensoleillement, aération et humidité) peuvent influencer les mécanismes de biodégradation des pesticides. La même dégradation peut se produire dans l'eau sous l'action des organismes qui y vivent.

IV.2.2.2 La dégradation abiotique

Elle s'effectue sur le sol sous l'effet des rayons solaires (réactions photochimiques) ou dans le sol par des réactions chimiques sous les effets des matières organiques ou d'argiles.

IV.2.2.2.1 La photo décomposition

Elle se produit sous l'effet des rayons ultraviolets de longueurs d'ondes comprises entre 100 et 450 nm entre le visible et les rayons X. Les réactions photochimiques englobent différents types de réactions telles que des oxydations, des hydroxylations, des polymérisations, des déchlorinations, etc ... Les réactions se produisent soit directement par l'excitation de la molécule, soit par l'intermédiaire d'un autre composé susceptible lui-même d'être excité facilement. Holm et *al.*, (1983) estimaient les pertes du méthylparathion par photolyse à 7%. Konstantinou et *al.*, (2001b) ont étudié la dégradation photocatalytique du propanil et le molinate dans une suspension aqueuse d'oxyde de titane TiO₂ et ont pu identifier tous les intermédiaires réactionnels.

IV.2.2.2.2 Oxydation

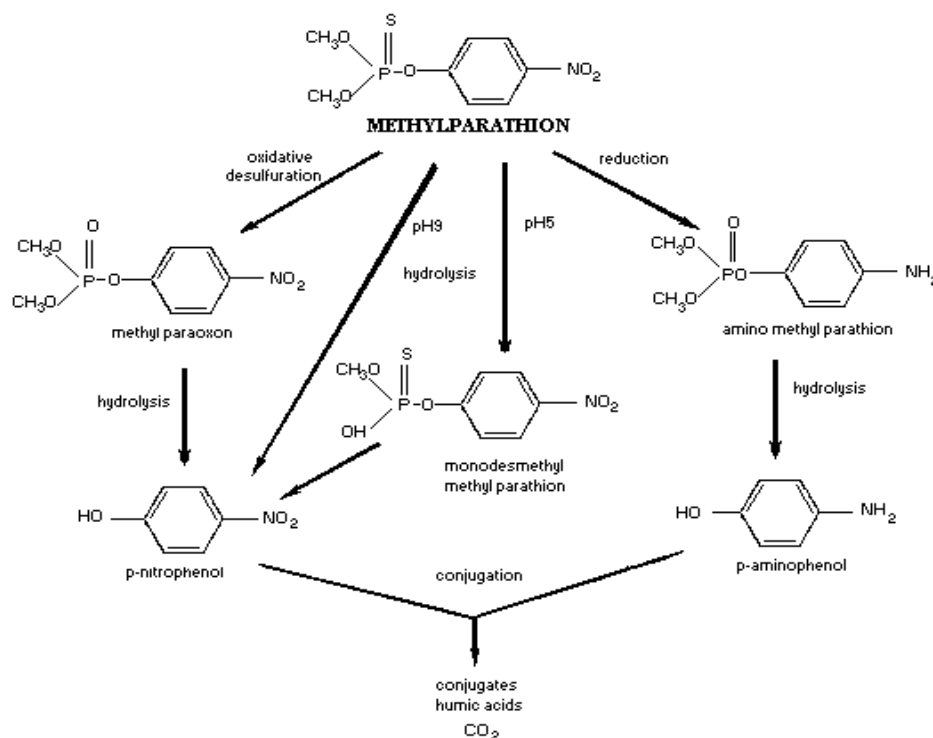
Elle est généralement utilisée pour éliminer les résidus des pesticides dans les eaux.. Sauvegrain (1980) notait que le méthylparathion semblait être oxydé par l'ozone et le chlore. Beaucoup de travaux traitent de l'oxydation des produits phytosanitaires et proposent de plus en plus des modèles de dissipation des produits phytosanitaires, ainsi Armbrust (2000) utilisait le Logiciel EXAMS pour prédire le comportement des pesticides dans le milieu aquatique en prenant en compte l'influence des radicaux hydroxyles mais aussi des sédiments et les conditions physico- chimiques comme le pH du milieu. D'autres modèles sont proposés pour l'oxydation de certains pesticides par De Laat et Gallard., (2000) , Guo et *al.*, (2000), et Takagi et Watanabe, (2000).

IV.2.2.2.3 L'hydrolyse

Elle concerne la transformation du pesticide (composé soluble dans l'eau) sous l'influence de l'eau. La dégradation du méthylparathion semble être affectée par le pH et la salinité du milieu, ainsi Badawy et El-Dib, (1984) concluaient que la disparition du méthylparathion est plus rapide en milieu basique qu'en milieu acide. Noblet et *al.*, (1996) mettaient en évidence l'hydrolyse abiotique du méthylparathion avec d'autres organophosphorés et des tri azines. L'influence de la température et du pH est mise en exergue dans cette étude. L'hydrolyse du propanil a été étudiée par Hsu et Bartha (1976) qui notaient la formation de plusieurs métabolites dont la dichloroaniline, la 3-chloroaniline et la propanamide

Les différentes transformations du méthyl parathion sont regroupées dans la figure 4. Elles indiquent la formation des métabolites primaires du méthylparathion mais aussi les transformations ultérieures de ses métabolites.

Figure 4 : Voies de dégradation du méthylparathion en milieu aqueux (adapté de Bourquin et *al.*, 1979).



Le processus engendré par ces réactions est important aussi bien dans l'air et l'eau qu'à la surface des sols et du milieu végétal. Les transformations chimiques, les réactions les plus rencontrées dans ce cas, sont les réactions d'hydrolyse qui sont catalysées par des systèmes rédox dans les sols :

- La dégradation par les matières organiques : la présence des groupements fonctionnels particulièrement la fonction acide donnent aux matières organiques une réactivité très importante. L'activité dans ce cas peut être liée au pH et la température ;
- La dégradation par les argiles est due aux propriétés catalytiques que peut avoir un sol ; en effet certains sont des donneurs de protons qui résultent de la dissociation des molécules d'hydratation.

Les principaux phénomènes mis en jeu par les pesticides au niveau d'un sol sont : la volatilisation, la solubilisation, la précipitation et la coprécipitation, l'adsorption, la complexation, la biodégradation, l'hydrolyse, la photolyse, l'oxydation et la réduction. Dans l'environnement ces transformations provoquent les incidences suivantes : la migration (pollution diffuse), la rétention (pollution ponctuelle et diffuse) et les transformations (formation des métabolites). Un seul et même produit pourra être soumis à plusieurs phénomènes compétitifs et avoir plusieurs incidences en même temps..

IV.2.3 Les mécanismes de fixation et de transfert

Dès qu'un pesticide est déposé, il se répartit entre l'air, l'eau et le sol avec de nombreux mécanismes d'échanges qui dépendent de divers facteurs : la nature physico-chimique du pesticide, de sa formulation, des conditions climatiques, de la pédologie, de l'hydrogéologie du sol, etc.

IV.2.3.1 Volatilisation et transport atmosphérique

La volatilisation des produits phytosanitaires dépend de plusieurs paramètres dont ceux qui sont liés aux propriétés de la matière active ou de l'effet de sa formulation (l'état physique, la tension de vapeur, etc...) d'autres sont liés à l'environnement et aux techniques de travail (humidité du sol, température ambiante, façon d'épandage du pesticide, etc...). En fonction d'un choix judicieux et surtout optimal les pertes peuvent passer de 50 à quelque pourcents; ainsi les pertes sur un sol sec sont toujours plus importantes que celles engendrées sur le même sol humide. Par exemple d'après Jury et *al.*, (1984), Les pertes de la trifluraline sur un sol sec sont de 50% alors qu'elles sont simplement de quelque pour cents sur le même sol humide. D'ailleurs, la pollution de certains endroits de notre planète par des produits phytosanitaires ne s'explique que par la volatilisation de ces derniers (Harner, 1997). Coupe et *al.*, (2000) soulignaient dans une étude menée depuis 1995 la présence de 49 pesticides et métabolites dans l'air et les eaux de pluies dans le bassin du fleuve Mississippi. La répartition de ces produits restait très liée aux zones d'échantillonnage ; en effet ils affirmaient que les zones agricoles étaient plus touchées que les endroits urbains et que la concentration du méthylparathion était la plus importante dans toutes les analyses effectuées. La volatilisation du propanil ne semble être mise en avant comme processus de dissipation des sols. Néanmoins la volatilisation et le transport atmosphérique des produits phytosanitaires seront incontestablement les moyens majeurs de dissipation des pesticides dans les pays désertiques à cause des températures très élevées et des vents de sable capables d'arracher une grande partie du sol déjà très fragilisé et asséché par une évaporation considérable. Pour les mêmes raisons, le lessivage des produits phytosanitaires devra être important en temps de pluies à cause du transport des matières actives avec la partie du sol qui subit une érosion considérable.

IV.2.3.2 Transport et adsorption par les sols

La compréhension du transport des pesticides dans le sol présente un intérêt essentiel notamment pour l'évaluation des risques de la contamination des nappes phréatiques.

IV.2.3.2.1 Le transport dans les sols

La plupart des composés contenus dans les sols est véhiculée par l'eau qui est contenue dans le sol par diffusion ou convection. Ces mécanismes sont très complexes et font intervenir différents paramètres qui sont liés en grandes parties au sol en question :

- la porosité du sol : texture du sol

- le régime hydrique : il est fonction des pluies, de la présence des nappes et des pratiques culturales ;
- la teneur en eau ;
- les propriétés physico-chimiques des constituants du sol ;
- la présence des matières organiques ;
- les interactions biologiques ;
- les propriétés physico-chimiques des composés ;
- les pratiques culturales qui modifient la structure du sol et les mouvements de l'eau.

Les études de Clerment et *al.*, (2000) attribuaient l'infiltration de l'atrazine et du lindane au profit de leur ruissellement ou déplacement sur la surface aux facteurs suivants :

- les pratiques culturales pèsent un poids important car elles conditionnent l'état de surface du sol ;
- l'humidité du sol occupe la deuxième place car elle favorise la descente de la fraction dissoute des composés ;
- les propriétés physico-chimiques des matières actives car elles déterminent leur mobilité.

IV.2.3.2.2 Adsorption des pesticides par le sol

Parmi ces paramètres, l'adsorption des produits phytosanitaires constitue un mécanisme important dans la rétention d'une quantité plus ou moins significative des produits. L'adsorption représente le phénomène majeur d'immobilisation des composés dans le sol, il se réalise par la fixation d'un certain nombre de molécules ou d'ions sur des composés insolubles. On distingue deux types d'adsorptions :

- l'adsorption physique dont l'énergie est faible ($<50 \text{ kJ.mol}^{-1}$); les liaisons mises en jeu sont de types liaisons d'hydrogène ou de Van der Waals; Le phénomène observé dans ce cas est réversible ;
- l'adsorption chimique qui a une énergie d'adsorption élevée ($>80 \text{ kJ.mol}^{-1}$), dans ce cas les liaisons chimiques les plus citées sont les liaisons ioniques et celles de coordination (Piccolo et *al.*, 1992); cette adsorption est irréversible.

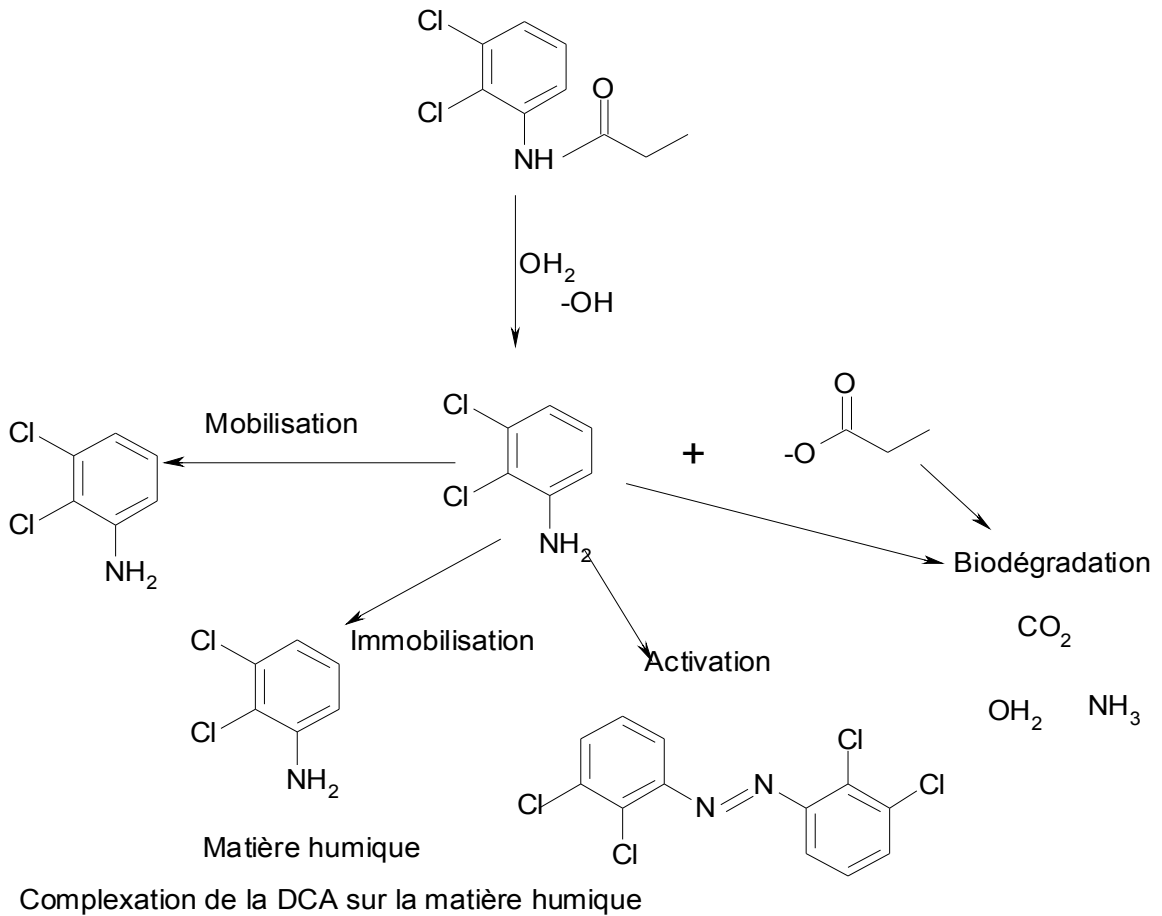
Le phénomène d'adsorption se réalise entre les produits phytosanitaires et les constituants du sol, tels que la matière organique dissoute ou solide, les colloïdes, les argiles... Abdoul-Kassim et Simoniaque (2001) estimaient que l'adsorption se manifeste aussi bien sur la fraction organique que sur la fraction minérale du sol. Une adsorption des pesticides non spécifique sur le sol peut être mise en jeu. Le phénomène caractéristique de cette adsorption est la répartition physique de la molécule du pesticide qui est attribuée à son hydrophobicité. Dans ce cas, aucune affinité chimique n'existe entre le produit et le sol ; car dès qu'une affinité existe entre le pesticide et un constituant du sol, les interactions sont mises en œuvre dès leur contact. Les principaux adsorbants dans le sol sont la fraction minérale ou la fraction organique en fonction du type de pesticide adsorbé.

La figure 5 montre les différents phénomènes que subissent le 2,3-dichloropropionanilide une fois dans le sous-sol. On constate des dégradations chimiques et biologiques qui sont mises en œuvre.

Figure 5 : Interactions entre processus chimiques et biologiques dans le sous-sol du DCPA

(Adapté de Eawag news, 2004)

IV.2.3.2.2.1 Fraction minérale du sol



Complexation de la DCA sur la matière humique

Très toxique (récepteur de dioxine)

Dans sa composition minérale le sol contient du gravier, sable, limon, argile et des oxydes ou hydroxydes des métaux. L'altération de la roche mère conduit aux sables et limons. Les oxydes et hydroxydes métalliques qui sont présents dans la composition du sol, sont responsables de l'adsorption des anions sur des sites préférentiels du sol. En effet, L'adsorption du 2,4-D sur les oxydes de fer (goethite) a été démontrée par Jamet et Thoisy-Dur, (1988). Le fer, l'aluminium et le manganèse sont les plus cités pour ce genre d'adsorption (Konstantinu et *al.*, 2000a). Les minéraux argileux sont des silicates d'aluminium disposés en feuillets et le maintien en position est assuré par les attractions électrostatiques des ions entre eux. Les argiles admettent une structure cristalline qui présente des substitutions d'isomorphisme (Fusi, 1991). Ce sont ces dernières qui sont à l'origine de la charge négative de l'argile qui sera compensée par des cations échangeables ; donc les argiles sont des sites échangeurs de cations. En plus de cela, l'argile possède une surface spécifique (ex. : 800 m^2 pour les montmorillonites) très importante et susceptible de contenir des molécules d'eau qui peuvent être dissociées sous l'effet du champ électrique dû aux cations et au réseau de l'argile, d'où une acidité très importante à la surface des argiles provenant de cette dissociation de l'eau. Ce phénomène est connu sous le nom de l'acidité de la surface. Les interactions entre les matières humiques et l'argile conduisent à la formation de complexes argilo-humiques qui adsorbent mieux les polluants organiques selon Saada et *al.*, (2003). Toutes ces propriétés confèrent à l'argile des caractéristiques de très bon adsorbant pour une

grande partie de pesticides. On retiendra seulement l'adsorption des organophosphorés avec l'argile par échanges d'ions citée par Fusi (1991) et Bouras (2003).

Mamoru et Kashura, (2001) soulignaient la dégradation de certains organophosphorés dans l'eau et dans le sol en présence d'acides humiques et des ions métalliques ; l'influence de l'ion métallique sur la dégradation diminuait dans l'ordre suivant : Cr(III), Co(II), Mn(II) et Cu(II). L'adsorption du paranitrophénol (PNP) sur l'interface hématite-eau a été étudiée par Ofor (1995), l'influence de la concentration du PNP, du pH et de la température, est déterminée. L'hématite est un matériau d'origine nigérienne.

IV.2.3.2.2.2 La fraction organique

La matière organique des sols résulte des débris animaux et végétaux et elle se trouve dans les différents compartiments du sol. Les substances humiques qui rentrent majoritairement dans la composition de la matière organique sont classées en trois groupes : les acides humiques, les acides fulviques et les humines. Ils se caractérisent par un important pouvoir complexant et la possibilité de former des liaisons d'hydrogène qui sont dus essentiellement à leur formule chimique. La matière organique joue un rôle important dans la rétention des pesticides par les sols (Landgraf et al., 1998). Elle est capable de catalyser ou inhiber les phénomènes abiotiques comme la photo-décomposition (Mansour et al., 1999) et l'hydrolyse (Devitt et Wiesner, 1998). La quantité de la matière organique d'un sol reste déterminante dans l'adsorption de celui pour les pesticides. En fonction des propriétés physico-chimiques des matières actives, le comportement de la matière organique diffère :

- pour les pesticides acides : l'adsorption pour le sol est fonction de son pH, elle est maximale pour un pH inférieur ou égal au pKa du pesticide et diminue lorsque la différence augmente. L'adsorption du 2,4-D dépend de son ionisation et les mécanismes mis en jeu seraient des ponts d'hydrogène et des liaisons physiques (Pussemier et al., 1997). Gauthier et al., (2000) ont montré que l'adsorption de carbendazine sur le CAP est maximale pour la forme neutre entre les deux pKa ; donc l'adsorption est fonction du pH ;
- pour les pesticides basiques : L'adsorption peut mettre en compétition plusieurs mécanismes : les échanges ioniques, les liaisons d'hydrogène et les liaisons électrostatiques. Les triazines ont été très bien étudiées et ces études révèlent que les triazines forment des liaisons très fortes avec les acides humiques (Prozen et al., 2000) et leur extraction des sols avec l'eau serait difficile ;
- pour les pesticides non ionisables : l'adsorption serait due principalement aux forces physiques ; La fraction hydrocarbure de la matière organique est un très bon adsorbant pour les pesticides organochlorés.

Les dégradations du propanil et du méthylparathion sur les sols, sont influencées par la matière organique qu'ils contiennent. Wander et al., (2002) corrélaient la dégradation du méthylparathion dans les eaux et sols à la présence du carbone, de l'azote et des phosphates.

Le sol est un milieu très complexe dans lequel il s'impose le suivi du devenir de tout produit phytosanitaire afin de prévenir son impact sur l'environnement. Ce problème est d'autant plus difficile de nos jours, que la gamme de pesticides de propriétés physico-chimiques différentes, est très importante et qu'elle est en progression rapide d'une part ; d'autre part le milieu récepteur est déjà lui-même compliqué et subit des conditions fluctuantes n'obéissant qu'à la nature. Malgré toutes ces contraintes, le plus souvent difficile à gérer, l'évaluation des risques de chaque produit phytosanitaire sur l'homme et l'environnement constitue le défi à relever. L'évaluation du risque d'un produit chimique sur

la faune et la flore dépend en grande partie de la durée d'exposition et de la concentration à laquelle se trouve le produit en question. Il s'ajoute à cela la toxicité du produit ou des métabolites qu'il peut engendrer.

V LES PARAMETRES DE L'ADSORPTION

L'étude du devenir des pesticides dans le sol est réalisée le plus souvent au laboratoire. Elle comporte le suivi en batch et/ou en régime dynamique. A la fin de cette étude plusieurs paramètres peuvent être identifiés. Ces paramètres permettent d'expliquer comment l'adsorption d'un soluté sur un sol se produit pour prédire la pollution que ce produit pourra engendrer dans ce milieu. Par exemple les études de cinétiques d'adsorption représentent le suivi de la quantité de pesticide absorbée en fonction du temps. Ces études permettent d'établir le temps d'équilibre car l'adsorption du pesticide sur le sol peut prendre quelques heures avant d'atteindre son équilibre en fonction des caractéristiques respectives du sol et du produit.

V.1 Isothermes d'adsorption

L'évolution de la quantité de produit adsorbé par le sol, rapportée à l'unité de masse de sol est représentée par l'isotherme d'adsorption donnée par l'expression suivante :

$$Q = \text{Cad} / m = f(\text{Cr}) \quad (1) \text{ avec}$$

Q = capacité d'adsorption d'un sol exprimée en mg de pesticide par l'unité de masse du sol ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$).

Cad = Co – Cr : concentration du produit adsorbée par le sol ; Co = concentration initiale du pesticide ; Cr : concentration résiduelle du pesticide dans la suspension (phase liquide).

Une isotherme correspond à l'équilibre d'adsorption de la courbe représentée par la formule (1). Il s'agit en fait d'une courbe de saturation qui permet d'évaluer par l'asymptote une capacité maximale de fixation q_m du soluté par l'adsorbant. Le tracé direct de l'isotherme peut présenter quatre allures :

- l'isotherme linéaire de type C - La répartition du composé adsorbé entre les phases (sol et eau) s'effectue de façon très égale. L'affinité de l'adsorbant pour le pesticide est plus importante ce qui facilite sa pénétration à l'intérieur de l'adsorbant. Avec ce type d'isothermes il est recommandé de travailler à des concentrations réduites du pesticide qui dans cette situation précise présente le plus souvent une hydrophobie ;
- l'isotherme concave de type S- L'augmentation de la concentration du soluté conduit à l'augmentation de l'adsorption du produit. Ce type d'adsorption est le plus observé avec les smectites (monmorillonites) et quelquefois avec d'autres argiles. L'adsorption des composés organiques sur des argiles pauvres en matière organique est le plus souvent caractérisée par cette isotherme ;
- l'isotherme convexe de type L -L'augmentation de la concentration du soluté conduit à une diminution de l'adsorption donc les sites d'adsorption se réduisent ce qui implique l'intérêt de cette isotherme pour décrire l'adsorption avec des concentrations du soluté très faibles ;

- l'isotherme de type H- Cette isotherme est considérée comme un cas particulier de l'isotherme L, quand la surface de l'adsorbant présente une grande affinité pour le composé.

L'isotherme directe d'un pesticide donné sur un sol donné pourra être classée dans l'une des différentes courbes indiquées au-dessus (Chabrol, 1995).

V.1.1 Coefficient de partage

La rétention du pesticide par le sol (isotherme directe) est le plus souvent assimilée à une droite :

$Cad/m = K_D.Cr$, avec K_D – coefficient de partage du pesticide entre le sol et l'eau ($mL.g^{-1}$).

Le coefficient de partage traduit la répartition des molécules du pesticide dans la phase liquide et la phase solide (sol). Ce paramètre montre l'affinité vis-à-vis de chacune des deux phases par conséquent la pollution des eaux souterraines d'une zone donnée dépendra de l'affinité du pesticide étudié pour le sol ou l'eau ce qui permettra de prédire cette pollution. Il est important de remarquer ici que le sol est considéré comme un adsorbant dans son ensemble ce qui n'est pas le cas le plus souvent. Plus un produit phytosanitaire aura un K_D petit moins il sera retenu par le sol.

V.1.2 Coefficient de Partage carbone organique et eau (K_{oc})

L'affinité d'un sol pour un pesticide donné augmente le plus souvent avec l'augmentation de la teneur en matières organiques du sol donc au lieu de parler de K_D il a été proposé d'utiliser un coefficient dérivé appelé K_{oc} qui montre la répartition du pesticide entre le carbone organique qui est le seul adsorbant considéré du sol et l'eau. K_{oc} se calcule par la formule suivante :

$K_{oc} = K_D / f_{oc}$, avec : K_{oc} : coefficient de partage du soluté entre le carbone organique et l'eau (ml/g);

K_D : Coefficient de partage du soluté entre le sol et l'eau ($mL.g^{-1}$)

f_{oc} : pourcentage du carbone organique dans le sol.

Le coefficient de partage K_{oc} permet de caractériser la matière organique qui est responsable de l'adsorption du pesticide. K_{oc} permet de comparer le comportement des pesticides sur un sol ou le devenir d'une matière active sur différents sols puisqu'il n'est contrôlé théoriquement que par les propriétés physico-chimiques des matières actives et la matière organique du sol. Néanmoins l'utilisation de ce coefficient devra être faite avec toute la rigueur qu'il faut car certains pesticides ioniques ou ionisables peuvent s'adsorber sur les particules minérales du sol. En 1992, Locke a estimé que l'influence de l'argile sur l'adsorption n'est significative que pour un pourcentage argile sur carbone organique supérieur ou égal à 30%.

Le K_{oc} peut être déterminé facilement par des formules empiriques en faisant intervenir la solubilité ou le coefficient de partage octanol/eau. Selon Green et Karickhoff (1990) les valeurs obtenues dans ces cas peuvent être très disparates et font abstraction de la matière organique donc du sol. Divers exemples de relations permettant de calculer K_{oc} à partir de la solubilité ou du coefficient de partage octanol / eau K_{ow} cités par plusieurs auteurs répertoriés par Girya, (1998). Il est clair, à partir des différentes formules proposées, que le K_{oc} sera différent pour un même et unique herbicide en fonction de la formule de calcul

qu'on adoptera, ce qui met en doute de telle application numérique; néanmoins il permettra de donner une idée de l'ordre de grandeur du Koc qui servira surtout, dans des conditions similaires, à faire des comparaisons. Cette comparaison est importante car elle indique en fonction de la valeur de Koc, l'endroit du milieu récepteur qui sera le plus touché : en effet si le sol retient bien le pesticide l'impact de ce dernier sera limité à cet environnement et si c'est le contraire, on assistera à la contamination des eaux par différents types de pollutions. Pour évaluer cette pollution plusieurs modèles peuvent être utilisés.

V.2 Les modèles d'adsorption

Le choix du modèle est déterminant pour mieux appréhender les résultats obtenus. Plusieurs modèles peuvent être utilisés mais le modèle de Freundlich reste de nos jours, le plus approprié pour l'étude de l'adsorption des produits phytosanitaires sur les sols.

V.2.1 Le modèle de Freundlich

Ce modèle décrit bien le phénomène d'adsorption des produits phytosanitaires sur le sol et de ce fait il est plus fréquemment utilisé. L'isotherme représentée selon le modèle de Freundlich peut convenir dans toutes les situations pour décrire l'adsorption des produits phytosanitaires si les concentrations restent faibles (Calvet et *al.*, (1980). Cette condition est le plus souvent respectée à cause de la solubilité des pesticides dans l'eau qui est très faible pour la majorité des produits phytosanitaires.

L'équation de Freundlich est donnée sous la forme :

$$C_{ad}/m = K_F \times C_r^{1/n}$$

Avec K_F : constante de Freundlich caractérisant le pouvoir adsorbant du sol pour le produit et $1/n$: constante de Freundlich caractérisant l'affinité du produit pour le sol en laboratoire principalement.

L'isotherme de Freundlich est généralement représentée sous sa forme linéarisée :

$$\text{Log}(C_{ad}/m) = \text{log } K_F + 1/n \text{ log } C_r$$

Dans le cas des sols K_F et K_D sont égaux (isotherme linéarisable) le plus souvent si $1/n$ est voisin de 1. Sinon la forme de l'isotherme dépendra de la valeur de $1/n$ et pourra donner des informations capitales quant aux mécanismes régissant l'adsorption du composé sur le sol.

Selon la valeur de $1/n$, différents allures des isothermes qui ont été définies auparavant ; ainsi on distingue :

- $1/n = 1$ - l'isotherme linéaire de type C ;
- $1/n > 1$ - l'isotherme concave de type S ;
- $1/n < 1$ - l'isotherme convexe de type L ;
- $1/n \ll 1$ - l'isotherme de type H.

Plus $1/n$ est important plus le pesticide a de l'affinité pour le sol.

V.2.2 L'indice de mobilité de Gustafson : GUS

Pour apprécier les potentialités d'un herbicide à se mouvoir dans l'environnement, Gustafson (1989) a mis en place un nouvel indice, le Groundwater Ubiquity Score. Il l'a calculé par la formule suivante : $GUS = \log DT_{50} \cdot (4 - \log K_{oc})$.

Gustafson a défini trois classes de pesticides à partir de la valeur du GUS :

- $Gus > 2,8$ pesticides à risque ils sont très mobiles et donc très sensibles au lessivage ;
- $Gus < 1,8$ produits très peu mobiles donc ils ne présentent pas de risque selon Gustafson ;
- Gus compris entre les valeurs, des études doivent être menées pour caractériser le comportement du produit dans le sol.

Certes le GUS est d'une simplicité extrême mais est-on en mesure de bien appréhender la mobilité d'un produit phytosanitaire sur un sol, simplement par cette valeur ? Sans aucun doute non.

V.2.3 Le modèle de Langmuir

C'est un modèle simple qui est utilisé quand les conditions suivantes sont remplies :

- l'espèce adsorbée est fixée sur un seul site bien défini ;
- chaque site n'est capable de fixer qu'une seule espèce adsorbée ;
- l'énergie d'adsorption de tous les sites est identique est indépendante des autres espèces déjà adsorbées sur des sites voisins.

Ce modèle est très utile pour l'adsorption monomoléculaire d'un soluté (S) à la surface monocouche d'un adsorbant ; ce qui n'est jamais le cas de l'adsorption des pesticides sur les sols mais son usage est répandu pour le charbon actif et les argiles.

Il est décrit par l'expression suivante : $Q = Q_m [K \cdot C_r / (1 + K \cdot C_r)]$ avec

Q = capacité : quantité du produit adsorbé par unité de masse d'adsorbant.

Q_m = capacité maximale théorique

K = constante de l'équilibre thermodynamique d'adsorption.

Dans le cas d'une faible adsorption le terme $K \cdot C_r$ tend vers 0 car il est très inférieur à 1 et peut être donc négligé, dans ce cas la relation de Langmuir deviendra : $Q = Q_m \cdot K \cdot C_r$.

Dans le cas d'une forte quantité de soluté adsorbée, $K \cdot C_r$ devient largement supérieur à 1 ce qui implique que Q tend vers Q_m . La linéarisation de l'équation donne

$1/Q = [(1/Q_m \cdot K) \cdot (1/C_r) + 1/Q_m]$ et on obtient l'équation d'une droite de pente $1/Q_m \cdot K$ et d'ordonnée à l'origine $1/Q_m$.

V.2.4 Modèles Mathématiques

L'utilisation de modèles mathématiques plus ou moins complexes peut être une aide appréciable à la compréhension des phénomènes de dispersion des produits phytosanitaires et constituer une aide pratique à la maîtrise des niveaux de pollution. Un nombre important de modèles est utilisé actuellement (Alvarez-Benedi et al., 1999). Si certains modèles sont

simples, d'autres sont plus complexes et demandent beaucoup d'informations et les résultats escomptés ne sont pas obligatoirement toujours proportionnels au nombre de données fournies. On citera trois exemples des modèles à savoir le Modèle P.R.Z.E (Carsel et *al.*, 1984), Le Modèle L.E.A.C.H.M (Huston et Wagenet, 1992) et le Modèle POLA (Pinheiro, 1996).

V.2.4.1 Modèle P.R.Z.M.

C'est un modèle déterministe qui simule la dégradation et le mouvement des pesticides dans une zone saturée du sol. Les paramètres d'entrée sont : données météorologiques, paramètres descriptifs du sol (propriétés texturales, état des cultures) et propriétés du produit (mobilité, persistance). La prédiction des profils de concentration du produit dans le sol reste assez hasardeuse avec P.R.Z.M. Par contre, la profondeur maximale de migration simulée est généralement comparable à celle estimée en plein champ. Ce modèle est très utilisé pour vérifier si un produit donné est susceptible d'atteindre les nappes phréatiques. Il est aussi très utilisé par les firmes productrices de pesticides. Il permet notamment le choix de pratiques culturales limitant les risques de contamination. Ainsi Nair et Schnoor (1994) ont utilisé ce modèle pour évaluer l'impact de différents types de cultures sur la contamination par les pesticides.

V.2.4.2 Modèle L.E.A.C.H.M

L.E.A.C.H.M est un modèle simulant les mouvements d'eau et de soluté à travers un milieu poreux non saturé. Ses concepteurs l'ont développé pour une utilisation essentiellement agronomique. Cependant, il convient à d'autres situations, notamment les expérimentations en colonne. Le modèle complet L.E.A.C.H.M regroupe en fait cinq modèles indépendants qui utilisent des sous programmes utilitaires communs. L.E.A.C.H.M est la version réservée aux produits phytosanitaires. C'est un modèle performant mais difficile à utiliser car il est complexe et nécessite pour fonctionner beaucoup de données.

V.2.4.3 Modèle POLA

Ce modèle simule le transfert de l'eau, des matières en suspension, des nutriments et des pesticides (application à deux herbicides : l'atrazine et la simazine) et ce à l'échelle du bassin versant sous culture. La qualité des résultats obtenus est fonction de celle des données l'alimentant. Par exemple l'absence de données pédologiques et météorologiques, réduit la précision des calculs et la confiance qu'on peut lui accorder dépend de l'ensemble des expérimentations qui ont été menées en plein champ pour sa validation (gamme plus ou moins étendue de sols, conditions climatiques différentes).

Il est nécessaire, pour utiliser un modèle, d'en connaître les limites : modèles applicables à certaines catégories de produits seulement, non utilisables pour des conditions pédologiques particulières (les modèles ne prennent pas en compte les flux préférentiels par exemple). L'utilisation des modèles est un outil de compréhension supplémentaire des expérimentations de terrain et non une fin en soi. Il est important de souligner que la demande d'une batterie de données, limite l'usage de ce type outils en Afrique et risque d'induire en erreur. En effet il est difficile d'intégrer des données météorologiques similaires à la réalité d'une zone donnée et surtout au temps souhaité.

PRODUITS, MATERIELS ET METHODES

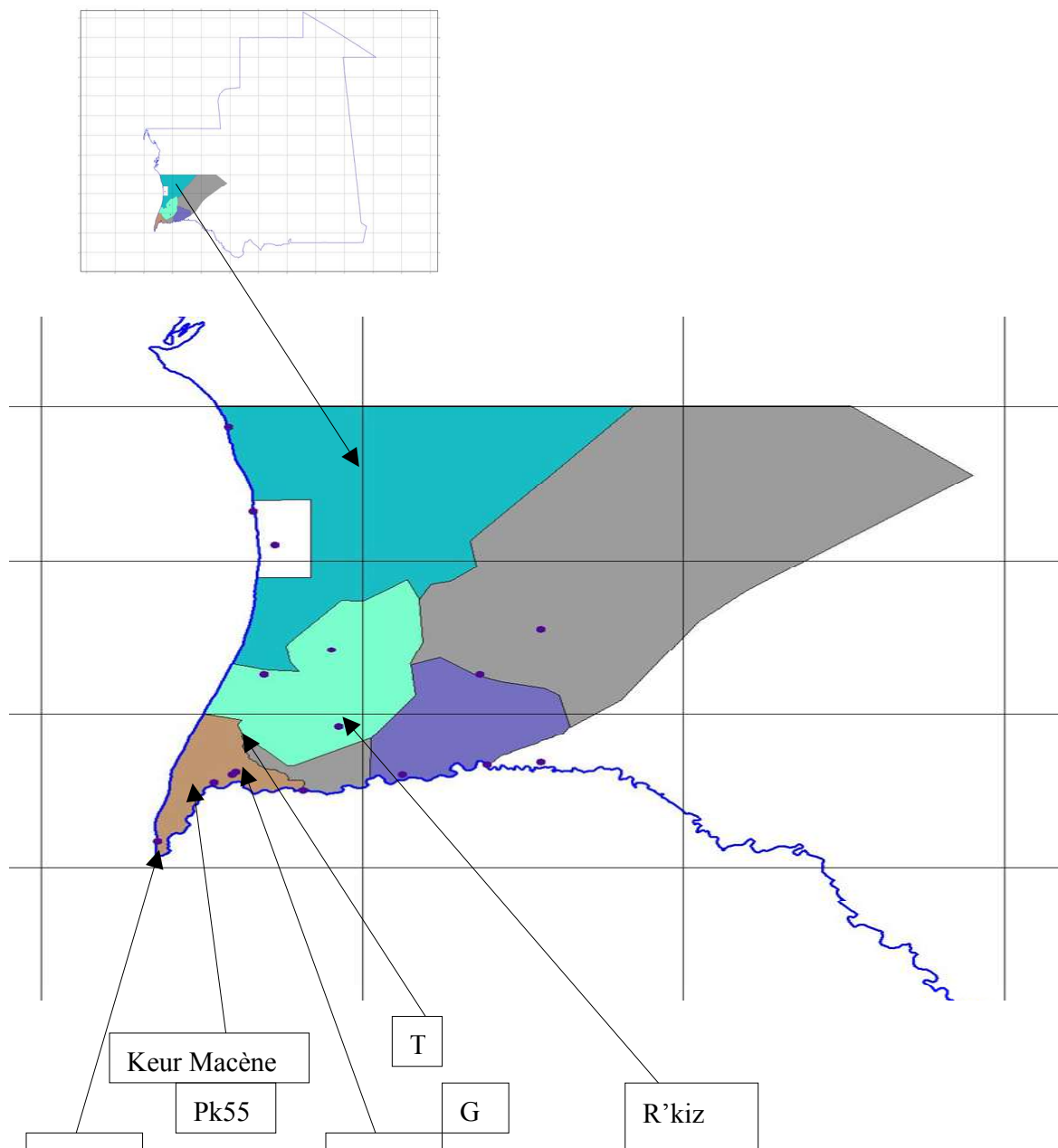
I LES TRAVAUX DE TERRAIN

V.3 Sites d'échantillonnage

Tous les travaux de terrain ont été effectués sur la zone d'étude située sur la rive droite du fleuve Sénégal : le lac de R'kiz (Rk) situé à 90 Km au nord-est de la ville de Rosso ; le lac est alimenté par une ouverture du fleuve appelé « Ghani » et doté d'un barrage « Agheilitt » pour régulariser l'irrigation des périmètres ; les aménagements du lac ont été réalisés par la SONADER et ceux qui se trouvent à l'intérieur du périmètre sont élaborés par l'agriculteur lui-même.

La ville de Rosso (R) avec ses bourgs se présente ainsi : la ville même est construite sur la plaine inondable, elle est protégée par des digues, vers l'est c'est le village Tounguène situé à 7 Km sur la piste Rosso-Boghé, au nord-est à 7 Km sur la route Rosso-R'kiz c'est le village de Garack (G), au Nord à la sortie de la route Rosso-Nouakchott avec des villages installés de part et d'autre de la voie bitumée jusqu'à Nouakchott, à l'Ouest commence la digue (Pk55) qui relie Rosso à Diama (D) desservant des villages tout le long des 90 Km (Keur Macène (K)) et au sud c'est le fleuve sénégal. Les périmètres irrigués sont de part et d'autre de la ville de Rosso mais ils diminuent dans la direction de Diama de plus en plus où on s'approche du barrage ou du courant du fleuve exception faite aux abords du courant du fleuve à certains endroits surtout pendant la période de décrue ou basse eau. La carte de localisation de la zone d'étude dans le delta du fleuve Sénégal est donnée dans la figure 6. L'emplacement des échantillons des sols y est indiqué.

Figure 6 : Zone d'étude dans le delta du fleuve Sénégal de la Mauritanie.



Rk, G, R, T et Pk55 sont des sites de prélèvement des sols ; alors que les échantillons de l'eau sont choisis à plusieurs endroits du fleuve à côté de R'kiz, Rosso, Keur Macène et Diama.

V.4 Enquête

Une enquête de terrain a été menée. Un questionnaire sous la forme d'un formulaire d'une page a été adopté pour ce travail. Pour répondre à la majorité des questions, il suffisait de cocher la case oui ou non. Le questionnaire comprenait les ensembles de questions suivantes :

- les types de l'eau consommée parce qu'il a été constaté que même en présence d'une eau traitée ou d'une eau souterraine, les agriculteurs préféraient l'eau brute du fleuve ;

- les comportements de l'agriculteur lors du traitement et sur la zone traitée ;
- les formulations utilisées et les procédures d'usage ;
- l'état des agriculteurs : études, formations et santé : Les maladies les plus fréquentes : dans ce cas on est parti des maladies les plus citées dans la région et la case «autres » regroupe toutes les autres maladies ou plutôt les symptômes pouvant être décrits ;
- le devenir de l'emballage de formulations et l'usage des formulations sur les semences et les récoltes.

Deux professeurs et des élèves du Lycée de Rosso et du Lycée de R'kiz ont gracieusement apporté leur concours pour mieux sensibiliser les agriculteurs sur l'utilité du questionnaire et l'importance de donner des réponses correctes et réelles.

V.5 Echantillonnage

V.5.1 L'eau du fleuve

Des échantillons d'eau ont été prélevés à différents endroits de la zone d'étude pour qualifier et quantifier leur pollution en pesticides, en certains cations et anions. Des sites ont été choisis dans le lac de R'kiz, aux alentours de la ville de Rosso, au village de Keur Macène, sur la digue entre Rosso et Diama et au barrage lui-même. La température, le pH et la conductivité sont déterminés sur le terrain. Les échantillons ont été conservés dans des glacières jusqu'à la ville de Nouakchott où ils sont analysés dans les jours qui suivent alors que leurs doubles qui devront être analysés au Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement de la FST de Limoges, sont congelés et transportés ultérieurement de la même manière. D'habitude les échantillons d'eau destinés à l'analyse des pesticides sont prélevés deux jours avant le départ pour la France pour minimiser leur dégradation éventuelle. Des extractions de certains échantillons à l'hexane, ont été effectuées pour rechercher des organochlorés et les extraits ont été conservés à des températures inférieures à 4 degrés. Les campagnes de prélèvements se sont déroulées d'août 2001 en mai 2004. Pour mieux cerner le travail, les alentours de Rosso ont été choisis comme cible de 2003 à 2004.

V.5.2 Les sols du Delta

Les cinq sols ont été prélevés dans le delta du fleuve Sénégal en Mauritanie :

- le premier dans l'un des périmètres irrigués du Lac de R'kiz (appelé Rk);
- le second dans le jardin maraîcher du village de Garack à 7 km au Nord- Est de la ville de Rosso (appelé Garack G) ;
- le troisième au voisinage du périmètre irrigué N'pourrié situé à ouest de la ville de Rosso à moins d'un km (appelé N'pourrié R) ;
- le quatrième à l'ouverture de la digue droite à Aftout Sahili située à 55 km à ouest de la ville de Rosso sur la digue qui la relie au barrage de Diama (appelé Pk 55) ;
- le cinquième est un échantillon de tourbes récolté par une mission de l'Office Mauritanien de Recherches Géologiques dans une cuvette entre la ville de Rosso et le village de Tiguit situé à 100 Km sur la route goudronnée reliant la capitale à Rosso (appelé tourbe T).

Les quatre premiers sont prélevés à des profondeurs comprises entre 0 cm et 50 cm alors que le cinquième est prélevé à une profondeur de 1 m. Les échantillons sont séchés à

l'air libre et sont stockés dans des sachets de tissu conçus pour cette fin. Un échantillon de sol de quelques Kg est prélevé, homogénéisé et conservé pour les analyses.

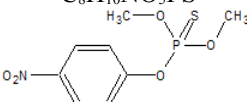
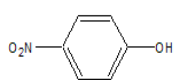
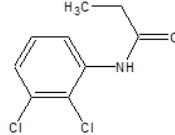
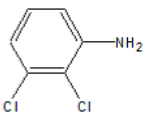
V.6 Les matières actives

Les différentes caractéristiques physico-chimiques du méthylparathion (MP), de la 2,3-dichloropropionanilide (2,3-DCPA) et de leur métabolite respectif, le paranitrophénol (PNP) et la 2,3-dichloroaniline (2,3-DCA), sont présentées dans le tableau 1.

V.6.1 Le méthylparathion

Les différentes caractéristiques physico-chimiques du MP, du 2,3-DCPA et de leur ultime métabolite respectif PNP et 2,3-DCA sont données dans le tableau 1.

Tableau 1: Caractéristiques physico-chimiques du MP, du 2,3-DCPA et de leur ultime métabolite respectif PNP et 2,3-DCA [Acta, (1995) et Chemfinder, (2004)].

Produits	Méthylparathion (MP)	Paranitrophénol (PNP)
Formule brute	$C_8H_{10}NO_5PS$	$C_6H_5NO_3$
Formule développée		
Nom IUPAC	O,O-Diméthyl O-4-nitrophényl phosphorothiate	4-nitrophénol
Densité	1,36	1,270
Masse moléculaire (g/mol)	263,2045	139,1104
pKa	-	7,08
Température de fusion (°C)	36	113-114
Température d'ébullition (°C)	143	279
Solubil. dans l'eau (g.l ⁻¹)	0,050	12,4
Produits	2,3-DCPA (Propanil)	2,3-dichloroaniline (DCA)
Formule brute	$C_9H_9Cl_2NO$	$C_6H_5Cl_2N$
Formule développée		
Nom IUPAC	2,3-dichloropropionanilide	2,3-dichloroaniline
Densité	-	1,37
Masse moléculaire (g/mol)	218,0822	162,0182
pKa	-	-
Température de fusion (°C)	-	23-24
Température d'ébullition (°C)	-	252
Solubil. dans l'eau (g.l ⁻¹)	92-93	0,092

Le méthylparathion (MP) est un insecticide organophosphoré très utilisé aussi bien dans la lutte anti-acridienne que dans la riziculture. Le parathion méthylique a été à l'origine, développé par la compagnie allemande de pesticide Bayer. C'est un pesticide non systématique qui tue des parasites en agissant en tant que poison d'estomac. Il est employé pour commander, mâcher et sucer les insectes dans un éventail de récoltes, y compris les céréales, le fruit, les vignes, les ornementales, le coton et les cultures de plein champ. Le parathion méthylique est généralement appliqué en pulvérisation, principalement comme formulation émulsifiable de concentré. Les taux recommandés d'application sont 15- 25 g de substance active par 100 litres. Les fabricants de base du MP sont le Bayer d'Inde, Bayer du Mexique, Chemivona (Danemark), Rallis Inde et Sundat (Singapour).

En 1993, d'autres équipements de production ont existé au Brésil, dans l'ancienne Allemagne de l'Est, l'ancienne URSS et en Chine. L'information de vente et de données globales n'est pas très disponible. Pendant l'exercice 1995- 96, l'Inde a produit environ 2200 tonnes de méthylparathion de catégorie technique. Cheminova qui est un producteur important, en a vendu la valeur de 15 Millions de dollars aux USA. De façon générale la compagnie a enregistré une augmentation de 10 % des ventes en 1996. Ses prévisions pour le futur, ont été affectées par un accord de retirer certaines formulations aux USA.

V.6.1.1.1 Toxicité aiguë

L'organisation mondiale de la santé (OMS) classifie le MP comme pesticide extrêmement dangereux. MP est fortement toxique par inhalation et ingestion, et modérément toxique par adsorption cutanée (il est également aisément absorbé par la peau). Comme bien d'autres organophosphorés, le MP est inhibiteur de la cholinestérase. Suite à une intoxication la mort peut être provoquée par l'échec respiratoire ou un arrêt cardiaque. Les effets constatés chez les ouvriers intoxiqués à plusieurs reprises au MP, ont montré qu'ils souffrent de mémoire altérée, manque de concentration, dépressions graves, confusion, maux de tête, difficultés d'allocutions, cauchemars, somnolence et insomnie. L'agence internationale de la santé a conclu en 1983, que les données disponibles ne fournissent pas à l'évidence que le MP soit cancérigène.

V.6.1.1.2 Devenir dans l'environnement

Le MP a une demi-vie dans l'eau de 175 jours et de 10 à 60 jours dans un sol. Le taux de dégradation augmente avec la température et l'exposition à la lumière du soleil. Cependant on pense que si de grandes concentrations atteignent le sol, comme dans une flaque accidentelle, la dégradation se produira seulement après quelques années. L'agence de protection de l'environnement (EPA) américaine a pu détecter du paranitrophénol, un métabolite du MP dans les eaux de puits à des profondeurs importantes.

Le paranitrophénol, qui est un métabolite du méthylparathion, éthylparathion, et méthylparaaxon, résulte aussi des dégradations d'autres pesticides organophosphorés dans le milieu naturel (David et *al.*, 2000).

V.6.2 2,3-dichloropropionanilide

Le propanil (2,3-DCPA) est un herbicide organochloré utilisé contre les mauvaises herbes qui envahissent la culture de riz. C'est un herbicide de contact qui lutte contre beaucoup de mauvaises herbes et particulièrement les latifoliées dans le riz. Il est également utilisé en association avec d'autres pesticides sur différentes cultures. Le 2,3-dichloropropionanilide et son isomère le 3,4-dichloropropionanilide sont produits en quantité très importante et sont d'usage dans beaucoup de pays.

V.6.2.1.1 Toxicité

La dose mortelle orale est 0,5-5g/Kg de poids corporel pour les humains. L'exposition au produit provoque la dépression due à l'irritation locale du système nerveux central. L'ingestion cause l'irritation locale avec une sensation brûlante dans la bouche, l'œsophage et l'estomac. Cette ingestion peut causer des toux, une nausée et un vomissement suivi de mal de tête, de vertige, de somnolence et de confusion (Cartes internationales de sûreté Chimique ICSC : .0552). Il n'est pas établi actuellement que le propanil soit cancérigène cependant l'un de ses métabolites l'est.

V.6.2.1.2 Persistance dans l'environnement

Le propanil est hydrolysé dans les milieux acides et basiques en dichloroaniline et acide propionique. Dans l'eau, le propanil est dégradé par la lumière du soleil en composés phénoliques qui sont susceptibles de former des polymères. Le propanil est diversement métabolisé dans les sols dont notamment en dichloroaniline puis 3,3',4',4'-tétrachloroazoxybenzène sous deux formes d'isomère cancérigène (Eawag News 49, 2004).

La dichloroaniline est métabolisée à partir d'une grande partie de pesticides avec différentes positions des chlores disubstitués selon leurs positions dans la molécule mère de départ. Les effets dus à l'exposition répétée à la dichloroaniline peuvent toucher différentes parties de l'organisme humain, ainsi ils causent les effets suivants (Eawag News 49) :

- sur la peau, ils provoquent la dermatite ;
- sur le foie et reins, ils perturbent leur fonctionnement ;
- sur le sang, ils conduisent à la formation de la méthémoglobine.

Dans les sols la dichloroaniline subit les transformations suivantes :

- biodégradation en NH_3 , CO_2 et H_2O ;
- Immobilisation sur la matière humique ;
- formation du dimère qui un bon récepteur des dioxines ;
- mobilisation dans les eaux qui sont en contact.

Les dichloroanilines peuvent être transportées facilement par le vent et subissent une photo décomposition dans l'air.

V.6.2.2 Préparation des solutions des pesticides

Des solutions de 20 mg.L^{-1} , sont préparées par la pesée d'environ exactement de 20 mg de matière active qui sera solubilisée dans 5 mL de méthanol. La solution obtenue est transvasée dans une fiole de 1 litre puis elle est complétée par de l'Eau Ultra Pure (EUP) et laissée en agitation pendant 3 jours pour permettre sa solubilisation complète. La solution est ajustée jusqu'au trait de jauge puis filtrée et conservée à l'abri de la lumière et au frais. Elle est renouvelée régulièrement. Toutes les autres solutions de travail sont préparées par dilution de cette solution mère.

L'eau ultra pure préparée au laboratoire avec un système Millipore est principalement caractérisée par un pH de 5,5, une résistivité de $18,2 \text{ m}\Omega$ et une teneur en carbone organique total inférieure à $10 \mu\text{g.L}^{-1}$

La balance utilisée pour les pesées est Sartorius modèle R-180 D-F classe I de précision $\pm 0,0001 \text{ mg}$.

V.7 METHODOLOGIE DE TRAVAIL

V.7.1 Etude préliminaire

V.7.1.1 Analyse de l'eau du fleuve

L'analyse des eaux comprend deux parties :

- analyse des pesticides dans les eaux ;

- analyse de certains composants chimiques de l'eau : ce travail a été réalisé dans le Laboratoire d'Analyse et de Traitement de l'Eau (LATE) de l'université de Nouakchott et le Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement de la Faculté des Sciences et Techniques de l'Université de Limoges.

V.7.1.1.1 Recherche de traces des pesticides dans les eaux

Pour mieux cibler les pesticides à étudier nous avons choisi la première année (2001) de thèse trois échantillons d'eau provenant de N'pourrié (R), R'Kiz (Rk) et Keur Macène (K) dans lesquels une cinquantaine de pesticides ont été recherchés. L'Analyse a été effectuée au Laboratoire Régional d'analyse des Eaux situé à Limoges.

Mr Montiel de la SAGEP de Paris, nous a gracieusement recherché des pesticides organochlorés qui ont été très utilisés dans la région, aussi bien dans des échantillons d'eau rapportés à cette fin que dans les extraits d'hexane effectués en Mauritanie en vue de leur analyse.

V.7.1.1.2 Détermination de certains éléments de l'eau du fleuve

Les échantillons d'eau sont toujours prélevés en double pour les analyses sur place (en Mauritanie) et à Limoges.

V.7.1.1.2.1 Analyse des eaux au LSEE

Les analyses ont été effectuées en chromatographie ionique et par absorption atomique.

En chromatographie ionique :

L'échantillon est filtré au préalable sur un filtre de cellulose 0,2 µm puis analysé dans les conditions de travail prédéfini auparavant pour quantifier les éléments suivants :

- anions : nitrate, nitrite, chlorure, sulfate et phosphate ;
- cations : ammonium, sodium, potassium, calcium et magnésium.

Les dilutions opérées pour certains échantillons, ont été effectuées dans de l'EUP.

Par absorption atomique : le spectromètre utilisé est de type Varian et en configuration four :

Les échantillons sont acidifiés par l'acide nitrique concentré, puis analysés pour chaque ion métallique recherché avec une gamme d'étalonnage appropriée et dans les conditions de travail recommandées par le constructeur.

Les métaux suivants ont été analysés : Cd, As, Fe, Al, Mn, Cu, Pb et Zn.

V.7.1.1.2.2 Analyse des eaux au LATE

Le pH, la conductivité, la température et la turbidité sont déterminés sur le terrain.

Les analyses effectuées sont de deux genres : dosage volumétrique, dosage spectroscopiques selon les méthodes d'analyse proposées par Rodier (1996).

V.7.1.2 Etudes des caractéristiques des sols

V.7.1.2.1 Caractéristiques physico-chimiques des sols

Les différentes caractéristiques des sols ont été déterminées par le Laboratoire Départemental d'Analyse des Sols de la Haute Vienne à Limoges.

V.7.1.2.1.1 Relargage de certains éléments du sol

Pour avoir une idée sur l'apport de certains sols en anions (nitrate, nitrite, sulfate, phosphate et chlorure) et cations (sodium, potassium, ammonium, calcium, magnésium, fer, aluminium, manganèse, cuivre) dans les eaux ; nous avons suivi le relargage des différents éléments en fonction du temps.

Mode opératoire suivi : Une pesée de 5 g de chaque sol est mise en suspension dans 20 ml d'EUP dans des flacons en plastique de 150 mL. Une série de plusieurs échantillons identiques est préparée et mise en agitation, au bout d'un temps t un échantillon est centrifugé et analysé. Le dernier de la série est enlevé après 24 h. Tous les anions et cations ont été analysés dans chacun des centrifugeats. Ainsi on obtient la quantité du cation ou anion extrait par l'eau en fonction du temps de contact. Le dosage des éléments est effectué par chromatographie ionique ou par absorption atomique.

Le même travail a été effectué pour le carbone organique dissous : dans ce cas le dosage du carbone a été effectué par un COTmètre : analyseur de carbone total PHOENIX 8000, utilisant un système d'oxydation chimique par voie humide. L'échantillon est simultanément exposé aux ions persulfate et aux radiations UV.

V.7.1.2.2 Recherche de traces de pesticides et HPA dans les sols

Pour extraire les pesticides des sols la procédure suivante a été adoptée

Une masse de 10 g de chacun des sols est mise en contact avec 25 ml du méthanol. Le mélange est mis en agitation pendant 12 h. Le surnageant est récupéré après centrifugation à 4500 t.min^{-1} . Après filtration (sur des membranes de PTEF pour tous les pesticides analysés sauf le PNP qui est filtré sur des membranes de nitrate de cellulose), les pesticides suivants ont été analysés à leur longueur d'onde d'absorbance respective par HPLC : MP, 2,3-DCPA, PNP, 2,3-DCA, atrazine et diuron.

L'échantillon du sol N'pourri a été gracieusement analysé par le Dr Caplat Christelle de IUT de Caen. Ce sol a été choisi parce qu'il se situe sur les périmètres irrigués pilotes les plus anciens dans la région.

V.7.2 Comportement et adsorption des pesticides.

V.7.2.1 Etude de dégradations du MP et 2,3-DCPA en solution

Les dégradations du MP et 2,3-DCPA ont été étudiées dans l'EUP et en fonction du pH et de la salinité (NaCl). Seules les matières actives des pesticides sont étudiées dans ce travail.

Les expériences de dégradation sont réalisées pour le MP et le 2,3 DCPA dans des flacons en verre de 125 mL. La méthode utilisée consiste à laisser à la lumière sur la paille des solutions de pesticide, de concentration C_0 connue, dans différents milieux, et à analyser régulièrement la concentration résiduelle de chaque échantillon. Les expériences de dégradation ont été effectuées au début à une concentration de 8 mg.L^{-1} pour le MP par la suite pour avoir une durée raisonnable, la concentration C_0 en pesticides a été fixée à 1 mg.L^{-1} .

De cette façon, la dégradation des pesticides dans l'EUP est réalisée comme témoin et l'influence du pH du milieu et de la salinité sur cette disparition est mise en évidence.

V.7.2.1.1 Dégradation dans l'EUP

Des solutions de concentrations initiales C_0 sont réalisées dans l'EUP pour chaque matière active des deux pesticides. La mesure en fonction du temps de la variation de la concentration du pesticide testé par rapport à la concentration C_0 permet d'accéder au temps de demi-vie $T_{1/2}$ du produit. Ce temps de demi-vie correspond en effet au temps nécessaire pour avoir la disparition de la moitié du soluté. Il est important de noter ici que les temps ainsi obtenus doivent être différents des temps obtenus dans les eaux naturelles à cause de la différence de composition des deux milieux.

V.7.2.1.2 Influence du pH

De la même manière que précédemment est étudiée l'influence du pH sur la dégradation des deux pesticides. Seulement ici les pH de l'EUP sont ajustés avec quelques gouttes d'HCl concentré ou de NaOH concentrée de façon à obtenir les pH correspondants aux solutions présentées dans le tableau 2. Les valeurs du pH₃ sont celles de l'EUP.

Tableau 2 : Les valeurs de pH, testées sur les deux matières actives mères lors de l'étude de l'influence du pH de la solution d'EUP sur leur dégradation.

Produits	pH ₁	pH ₂	pH ₃
MP	0,97	10,87	7,68
DCPA	1,63	10,21	6,29

V.7.2.1.3 Impact du sel sur la dégradation des pesticides

Nous avons étudié l'influence du sel sur la dégradation du MP pour une gamme de concentrations différente de celle que nous avons utilisée pour le 2,3-DCPA. Les solutions de sel sont préparées par solubilisation d'une masse m de sel (de pureté 99,5%, fourni par Fluka) dans l'EUP en fonction de la concentration voulue. Les différentes concentrations de sel étudiées pour chacun des deux pesticides sont dressées dans le tableau 3.

Tableau 3 : Les concentrations de NaCl testées sur la dégradation des matières actives dans l'EUP.

Concentrations communes étudiées pour les DCPA et MP				MP seul				
Teneurs en sel g. L ⁻¹	1,00	10,00	18,00	0,020	0,040	0,060	0,100	0,120

V.7.2.2 Etude d'adsorption et sorption des pesticides

Même si le devenir de certaines matières actives dans l'environnement reste méconnu, l'estimation de certains paramètres permet d'apprécier convenablement le comportement des pesticides dans les différentes composantes de l'environnement. Ce travail est fastidieux et compliqué et demande le plus souvent des moyens et une expérience qui font défaut dans les zones qui souffrent le plus de ces dangers. Dans les laboratoires, pour évaluer le devenir d'un pesticide dans un sol donné deux types d'études peuvent être menés :

- les études en réacteur discontinu ;
- les études en réacteur dynamique.

V.7.2.2.1 Etudes en réacteur discontinu

V.7.2.2.1.1 Mode opératoire adopté

Les expériences d'adsorption en réacteur discontinu sont réalisées à la température ambiante de la salle (20 ± 2 °C) dans des flacons de verre de capacité de 125 mL. Une masse

m (2,5 g) de chacun des cinq sols est mise en contact avec une solution aqueuse du pesticide de concentration C_0 pendant le temps souhaité. Les flacons sont fermés hermétiquement et agités (200 coups par minute). Les suspensions sont centrifugées (4500 tours par minutes et le surnageant est filtré sur un filtre en PTFE de porosité 0,45 μm et analysé par la suite en HPLC. On obtient ainsi la concentration C_r du soluté en phase aqueuse. On accède à la concentration adsorbée C_{ad} sur le sol par différence $C_{ad} = C_0 - C_r$.

V.7.2.2.1.2 Réalisation de cinétiques

Pour réaliser les cinétiques la suspension du sol (40 g.L^{-1} pour les quatre premiers et 4 g.L^{-1} pour la tourbe) et la concentration du soluté (2,5 mg.L^{-1}) sont constantes. Les temps d'agitation varient ; en effet, les prélèvements sont effectués à des espaces de temps réguliers jusqu'à ce que l'équilibre d'absorption soit atteint.

V.7.2.2.1.3 Réalisations des isothermes

Pour réaliser les isothermes on se fixe une masse (2,5 g) constante pour des concentrations variables du pesticide dans une solution aqueuse pour cinq échantillons pour cinq autres c'est l'inverse c'est-à-dire que la concentration du pesticide est constante alors que la masse de sol est variable entre 0,5 et 5 g pour les quatre sols et pour la tourbe entre 0,5 et 2,5 g. Chaque échantillon est dupliqué.

V.7.2.2.2 Etude en réacteur dynamique

L'étude en régime continu des phénomènes d'adsorption et de désorption comprend deux étapes une saturation du sol par le pesticide étudié puis désorption de ce même pesticide par l'eau ultra pure ; ainsi on obtient deux courbes une appelée percée et la seconde est connue sous le nom de courbe de désorption ou de fuite.

V.7.2.2.2.1 Mode opératoire adopté

Ce travail consiste à remplir une colonne d'un sol à travers lequel on laisse une solution de concentration connue d'un pesticide percoler jusqu'à la saturation du sol. L'évolution de la concentration du produit dans le percolât est suivie dans le temps ainsi on détermine la courbe de saturation du sol par produit. Elle est toujours suivie de désorption du pesticide, en effet cette dernière nous permet de voir si le phénomène est réversible ou non. Pour cela l'EUP est percolée à travers la colonne à la place de la solution de pesticide jusqu'à disparition du pesticide dans le percolat. Le même suivi de la concentration du pesticide dans le temps et en fonction du volume percolé d'eau, est effectué. On obtient ainsi la courbe qui représente la fuite du pesticide de la colonne donc du sol. Les courbes de la percée et la fuite permettent de déterminer la quantité absorbée du pesticide sur le sol et celle qui est désorbée. Ces études d'adsorption et de désorption permettent de confirmer les résultats obtenus en réacteur discontinu.

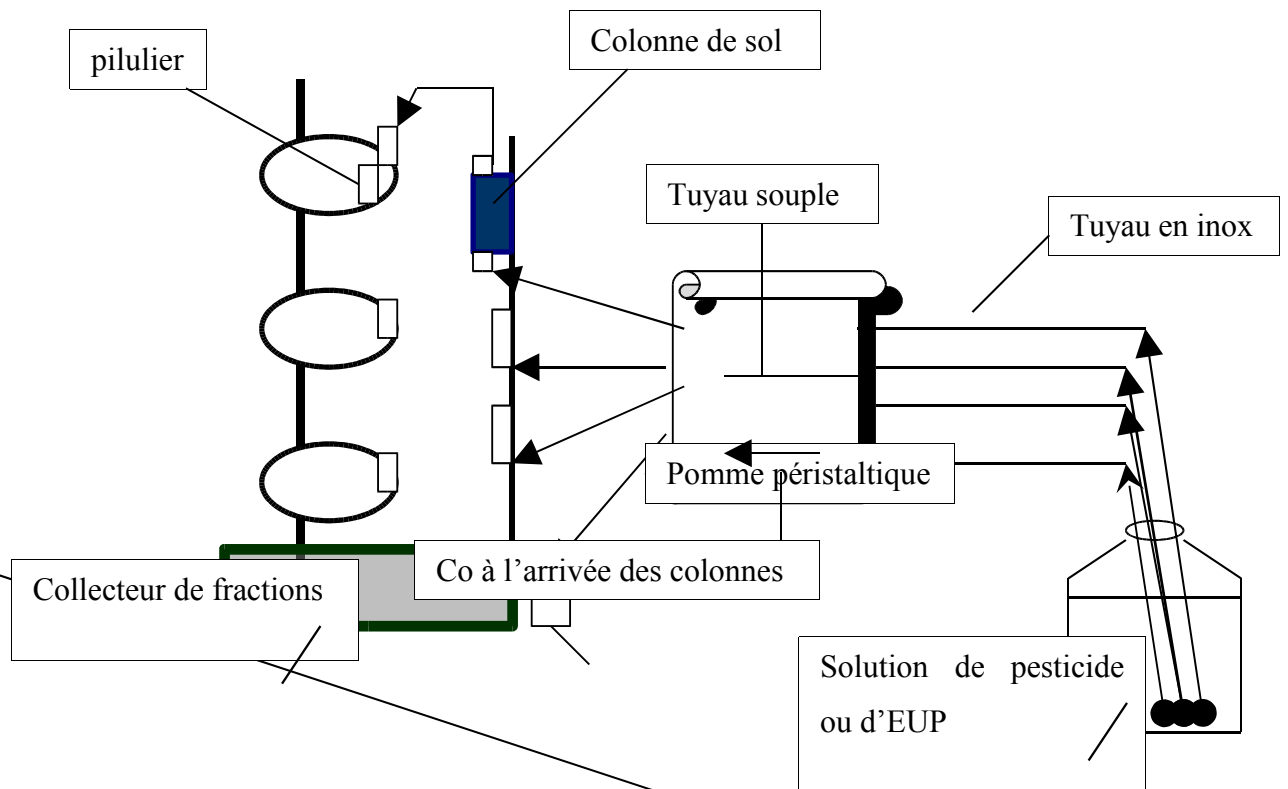
Des colonnes ont été remplies de sol à travers lequel on laisse percer une solution de pesticide pour l'adsorption en régime continu (phase de saturation du sol) puis dès qu'on constate que la concentration à la sortie de la colonne devient constante on fait percoler l'eau ultra pure jusqu'à l'obtention d'une concentration nulle à la sortie de colonne (désorption du pesticide). Dès les premiers essais, il a été constaté que les pesticides s'adsorbent sur les tuyaux en tygon alimentaire (B44-4X de Norton Cie) pour éviter cela ces fils ont été remplacés dans toute la conduite sauf au niveau de la pompe par des tuyaux inox. Il a été mis en parallèle un montage pour pouvoir toujours déterminer la concentration initiale C_0 qui a été prise en compte dans les calculs tout le long de la phase de saturation et pour le début de la désorption.

V.7.2.2.2.1.1 Montage

La solution de pesticide ou d'eau est mise à percoler au travers de la colonne remplie de sol (percolation à contre courant). En sortie de chaque colonne la solution est récupérée dans un pilulier en verre sur le collecteur. Le collecteur possède trois plateaux, la vitesse de rotation est réglable en fonction du temps (le pas est de 2h pour nos expériences). Les solutions récoltées dans les piluliers sont analysées par H.P.L.C..

Chaque colonne est constituée par un tube inox de 4,4 cm long et 1,4 cm de diamètre interne. Le tube sera rempli de sol et aux deux extrémités se trouve de la laine de verre, un filtre de fibres de verre et une grille en inox. L'ensemble est fermé de chaque côté par des bouchons en inox avec un filetage adapté au tube et contenant une sortie sur laquelle se fixe une vis portant un fil en inox qui sera traversé par la solution. Les colonnes sont pesées à vide puis remplies de sol sec, secouées et pesées de nouveau pour déterminer la masse utilisée du sol. Tout le système est relié par des fils en inox sauf sur la pompe où un tuyau en tygon identique sur les quatre sorties de la pompe, a été laissé dans le cas de l'adsorption pour éviter des pertes importantes de pesticides dans le circuit. Au début de chaque désorption tous fils sont changés par des tuyaux en tygon pour la conduite de l'eau ; en vue d'éviter la désorption en plus de la quantité de pesticide adsorbée par le tygon de la pompe. Le dispositif expérimental d'adsorption et de désorption en réacteur dynamique est donnée dans la figure.7.

Figure 7 : Dispositif expérimental de l'étude de l'adsorption des pesticides sur le sol et leur désorption de ce dernier par l'EUP.



V.7.2.2.2.2 Expérimentations

V.7.2.2.2.2.1 Phase de sorption

Une solution du pesticide étudié est percolée après la détermination de V_0 (volume mort) de la colonne. Toutes les deux heures, un échantillon de 8 ml est récolté dans chacun des piluliers correspondants et est analysé par HPLC. Ainsi on suit l'évolution de la concentration du pesticide à la sortie de chaque colonne en fonction du volume percolé. La saturation est obtenue quand la concentration du pesticide à la sortie de la colonne C_r est très proche de la concentration à la sortie du fil mis en parallèle et considéré comme la concentration initiale (C_0) car il contient les mêmes longueurs du tuyau en tygon et des fils en inox. Le tracé de C_r/C_0 en fonction du volume de la solution de pesticide percolée donne la courbe de percée du produit.

V.7.2.2.2.2 Phase de désorption

Après la saturation de chaque colonne par le pesticide ; les fils et tuyaux sont changés par des tuyaux en tygon pour percoler l'eau ultra pure qui permettra la désorption du pesticide. Ainsi on suit l'évolution de la concentration du pesticide en fonction du volume d'eau percolé et on considère que la désorption est achevée quand la concentration de pesticide à la sortie de la colonne tendra vers zéro (n'est pas détectée en HPLC). De la même façon comme en adsorption les échantillons sont récoltés toutes les deux heures et analysés par HPLC. On note que le changement de fils ne prend que quelques minutes et les autres tuyaux sont placés de façon à limiter au maximum les pertes, d'ailleurs elles sont toujours nulles et de ce fait les colonnes restaient toujours remplies de solution. Le tracé de C_r/C_0 en fonction du volume d'eau percolé donne la courbe de fuite du produit.

VI METHODES D'ANALYSES ET EXPLOITATION DES RESULTATS

VI.1 Les techniques d'Analyse

VI.1.1 Dosage volumétrique

Les analyses effectuées sont de deux genres : dosage volumétrique, dosage spectroscopique selon les méthodes d'analyse proposées par Rodier (1996).

Les dosages volumétriques effectués sont :

- le calcium et magnésium sont dosés par l'acide éthylènediaminetréacétique (EDTA) en présence d'indicateurs colorés BET et le NET en présence de solution tampon ammoniacale ;
- les chlorures sont dosés par le nitrate d'argent en présence de bichromate de potassium ;
- le Titre Alcalimétrique (TA) et le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) : les dosages consistent en une réaction de neutralisation acide-base ;
- l'oxydabilité au permanganate de potassium : Le dosage consiste à évaluer en milieu alcalin la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique d'origine animale ou végétale. Il est possible de faire la même estimation en milieu acide mais seule la méthode en milieu alcalin a été normalisée.

VI.1.2 Dosages spectroscopiques

Ce dosage est basé pour les nitrates, nitrites et sulfates sur la formation d'un complexe avec l'anion recherché. Le complexe formé absorbe dans l'UV. Une calibration préalable est nécessaire, pour quantifier les concentrations des échantillons.

- les sulfates : la méthode de dosage utilisé repose sur le principe suivant : les ions sulfate sont précipités en milieu aqueux par le chlorure de baryum. Le précipité ainsi formé en présence de thymol et de la gélatine se maintient en suspension dans la solution. Le trouble, proportionnel à la concentration des ions sulfate, peut être mesuré par une méthode colorimétrique : longueur d'onde est égale à 530 nm.
- les nitrates sont dosés selon la méthode suivante : Les nitrates donnent en présence de salicylate de sodium du paranitrosalicylate de sodium qui se colore en jaune en présence du tartrate double de potassium et de sodium et d'acide sulfurique. Le complexe formé est susceptible d'un dosage colorimétrique à la longueur d'onde de 415 nm.
- les nitrites : la méthode (méthode du réactif de Zambelli) de dosage retenue pour les nitrites est basée ainsi : L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique en présence de phénol et d'ions d'ammonium forme avec les ions nitrates un complexe coloré en jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ions nitrite. La longueur d'onde de lecture est de 435 nm.

Le sodium et le potassium sont dosés grâce à un spectromètre de flamme à émission.

VI.1.3 Spectrométrie UV

Afin de déterminer les longueurs d'onde maximales d'absorption des quatre composés étudiés à savoir le MP, le DCPA, le PNP et la DCA, des spectres UV sont réalisés dans l'EUP à l'aide d'un spectrophotomètre Hewlett Packard modèle 8452A couplé à un ordinateur Hewlett Packard Vectra 286/12.

VI.1.4 Dosage par HPLC

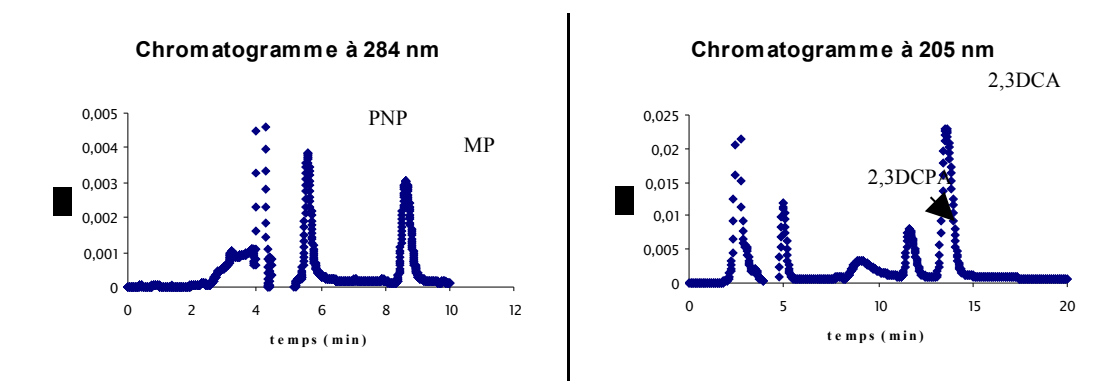
La Chromatographie Liquide Haute Performance permet de séparer et de doser différents composés d'une solution qui absorbent dans l'UV. Pour des conditions opératoires précises, chaque composé présente un pic avec un temps de rétention bien défini. La hauteur des pics ou l'intégration de la surface de ces pics permet d'obtenir la concentration des produits. Deux types d'appareil de HPLC ont été utilisés dans ce travail :

- La chaîne chromatographique comprend une pompe 655 A-12 Chromatographe Merck, une colonne RP 18 (25 cm, à billes sphériques de diamètres 5 μm en silice greffée octadécyle) et un détecteur UV L 4000 Merck. La chaîne est équipée d'un passeur automatique Gilson 234 auto injecteur muni d'une boucle d'injection et les données sont enregistrées sur un ordinateur qui est équipé d'un programme permettant le traitement des résultats (HSM 7000).
- Pour les mélanges des produits la chaîne chromatographique employée se constitue d'une pompe Merck L-7100, d'un passeur automatique Merck L-7200 auto injecteur muni d'une boucle d'injection de 100 μL , d'une colonne RP 18 (25 cm, à billes sphériques de diamètre 5 μm en silice greffée octadécyle) et d'un détecteur DAD Merck L-7455. Les concentrations résiduelles (C_r) des produits étudiés sont déterminées par Chromatographie Liquide Haute Performance avec un détecteur UV à barrette de diode (HPLC-DAD).

Des droites d'étalonnage sont réalisées pour chacun des composés avec des solutions étalons, les équations des droites $y = ax$ ou hauteur = f (concentration) permettent ensuite de remonter à des concentrations inconnues. La corrélation est bonne avec $R^2 > 0,999$

Les phases éluantes sont préparées avec de l'eau ultra pure et du méthanol (qualité HPLC), elles sont filtrées et dégazées avant utilisation. Le débit de la pompe est réglé à 0,5 $\text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$. Pour le MP et PNP la phase éluante est à 80% en volume de méthanol et pour le DCPA et la DCA, elle est à 70% de méthanol. Des exemples de chromatogrammes obtenus à 284nm (MP et PNP) et à 205nm (2,3-DCPA et 2,3-DCA) sont présentés à la figure 8.

Figure 8 : Chromatogrammes obtenus avec la chaîne HPLC-DAD à 284 et 205 nm pour les pesticides.



Les temps de rétention des différents produits sont présentés dans le tableau 4. Ils sont déterminés sur les chromatogrammes, donnés dans la figure 8 en particulier.

Tableau 4: Les temps de rétentions des quatres produits, identifiés à partir de leur chromatogramme.

	MP	PNP	2,3 DCPA	2,3 DCA
Temps de rétention en min	8.64	5.60	11.73	13.63

VI.1.5 Chromatographie ionique

La Chromatographie Ionique (CI) est une des plus anciennes techniques chromatographiques. Cependant, les appareils automatiques de CI n'ont été développés que depuis environ une vingtaine d'années.

Le principe de la CI est simple : une colonne est composée d'une résine chargée soit négativement (pour séparer les cations) soit positivement (pour séparer les anions). L'éluant véhicule à travers la colonne les cations et anions à séparer. Selon que l'interaction électrostatique entre la résine de la colonne et les ions à séparer est plus ou moins forte, la séparation se fera plus ou moins facilement.

L'appareil utilisé dans ce travail est un chromatographe Dionex DX-120. Il comprend :

- Un réservoir d'éluion ;
- Une pompe avec un débit réglable entre 0,5 et 4,5 mL.min⁻¹ ;
- Une vanne d'injection (un injecteur automatique) ;
- Colonnes (bicolonne A et B : anionique et cationique respectivement) de séparation qui sont équipées de précolonnes : les colonnes contiennent des résines à surfaces agglomérées : le copolymère est le styrène- divinylbenzène sur lequel est déposée une fine couche de Latex échangeur d'anions. La surface est recouverte alors de cations puis cette résine est transformée en échangeuse d'anions après traitement avec une substance quaternaire échangeuse d'anions (particules de polymère de 0,5 µm de diamètre) ;
- Unité de suppression chimique ;
- Un conductimètre joue le rôle de détecteur. Il est relié à un intégrateur qui est à son tour raccordé à une unité informatique permettant l'acquisition et le traitement des résultats. La cellule de détection est à flux continu avec des corps en polymère ; une thermistance localisée juste après les électrodes, mesure la température du liquide pour une éventuelle compensation ; la constante de cellule est de 160 cm⁻¹.

VI.1.6 Absorption atomique

L'absorption atomique connaît une utilisation de plus en plus performante dans le dosage des ions métalliques : elle est basée sur le fait que les atomes de chaque élément chimique à l'état fondamental absorbent des radiations spécifiques et les émettent par la suite. La concentration des atomes est proportionnelle à la quantité de lumière absorbée (Absorbance : A) dans des conditions opératoires définies. Si on s'intéresse à la quantité de lumière absorbée, la méthode utilisée est l'absorption atomique alors que si on se préoccupe de la quantité de radiation émise, l'émission est la procédure d'analyse. Un spectromètre d'absorption atomique comprend les parties suivantes :

- Une source lumineuse : les cathodes creuses sont les plus utilisées actuellement ;
- Un monochromateur ;
- Un atomiseur : Une flamme ou un petit four en graphite qui est chauffé par effet Joule : l'usage de la méthode dépend de la limite de détection voulue ainsi, 1ppm pour la méthode flamme et de l'ordre de ppb pour le four en graphite ;
- Un détecteur qui est relié à une unité informatique.

Le spectromètre utilisé dans le cas du four est de type Varian SpectrAA-800 équipé d'un GTA 100 et celui avec la flamme de type Varian SpectrAA 600 équipé d'une chambre de nébulisation.

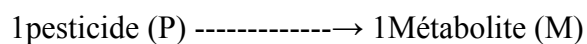
VI.2 Exploitation des résultats

VI.2.1 Etude en réacteur discontinu

VI.2.1.1 Cinétique de dégradation

Le tracé de la courbe $C_r = f(t)$ permet de suivre la disparition du produit dans le milieu étudié au cours du temps. La réalisation de ces cinétiques de disparition permet de vérifier si la réaction mise en jeu lors de la dégradation est du premier ordre.

Si nous supposons que nous avons une réaction du type suivant :



On pose que C_0 concentration molaire initiale du pesticide d'une part est aussi la concentration maximale du métabolite d'autre part. L'évolution des concentrations des réactifs mais aussi des produits est fonction du temps. La disparition de la molécule mère et la formation du métabolite sont simultanées, donc le bilan molaire entre les produits est normalement constant et égal à 1. L'expression de la vitesse à chaque instant est obtenue en fonction du réactif ou du produit par l'expression :

$$V = -d[P]/dt = d[M]/dt$$

La vitesse de la réaction peut être exprimée sous la forme : $v = k.[P]^\alpha$; avec k : constante de vitesse ; α : ordre de la réaction si elle est simple. La loi de cinétique de la réaction est déterminée par intégration de cette fonction en prenant en compte les conditions initiales.

Si $\alpha = 1$, la loi de cinétique devient alors par égalité des deux fonctions déjà citées, intégration avec prise en compte des conditions initiales : $\ln(C_t/C_0) = -k.t$;

k est déterminé graphiquement car c'est la pente de la droite et s'exprime en inverse de l'unité de temps (h^{-1} ou autre unité du temps). Le temps de demi-vie de cette réaction est obtenu par la formule : $t_{1/2} = (\ln 2)/k$.

Lors de dégradations (EUP, pH et salinité) des pesticides à savoir le MP et le DCPA, on suppose l'ordre égal à 1 si le coefficient de corrélation de la droite est très proche de 1.

On note que $t_{1/2}$ est obtenu graphiquement sur le tracé de la courbe : $C_t/C_0 = -kt$.

VI.2.1.1.1 Cinétique d'adsorption

A partir de la concentration initiale du pesticide (C_0) et la concentration résiduelle (C_r), on peut déterminer la concentration adsorbée (C_{ad}) à un temps t et par conséquent accéder au pourcentage du produit fixé sur le sol :

$$\% \text{ adsorbé} = [(C_0 - C_r)/C_0] \cdot 100 = (C_{ad}/C_0) \cdot 100 \text{ avec}$$

C_0 – concentration initiale du pesticide en $mg.L^{-1}$

C_r – concentration résiduelle du pesticide en $mg.L^{-1}$

C_{ad} – concentration adsorbée du pesticide par le sol au temps t : $C_{ad} = C_0 - C_r$.

Le tracé de la cinétique est le suivi de l'évolution de la concentration adsorbée du soluté par le sol au cours du temps ($C_{ad} = f(t)$). Le tracé permet de déterminer le temps nécessaire à l'obtention de l'équilibre d'adsorption. La vitesse initiale d'adsorption est déterminée par l'expression :

$$v_i = (C_{ad1} - C_{ad0}) / (t_1 - t_0) \quad (t_0 = 0)$$

VI.2.1.1.2 Isotherme directe

La relation expérimentale entre la quantité de pesticide adsorbée par unité de sol (C_{ad}/m) et la concentration résiduelle de l'herbicide à l'équilibre est appelée isotherme directe.

$$C_{ad}/m = f(C_r)$$

Si l'isotherme directe est linéarisable (et passe par l'origine éventuellement) : $C_{ad}/m = K_D \cdot C_r$ et K_D est appelé coefficient de partage sol : eau son unité est $L.g^{-1}$.

VI.2.1.1.3 Modèle de Freundlich

L'équation de Freundlich est donnée sous la forme :

$$C_{ad}/m = K_F \cdot C_r^{1/n}$$

Avec K_F : constante de Freundlich caractéristique de l'adsorption du produit et $1/n$: constante de Freundlich caractéristique de l'affinité d'un adsorbant donné vis-à-vis d'un soluté donné. La linéarisation de l'équation de Freundlich peut être obtenue ainsi :

$$\log(C_{ad}/m) = \log K_F + 1/n \log C_r$$

Il s'agit d'une équation de droite de pente $1/n$ et d'ordonnée à l'origine $\log K_F$. L'extrapolation de cette équation pour $C_m = C_0$ à condition que la concentration initiale (C_0)

reste constante, pourra être utilisée pour déterminer la capacité ultime d'adsorption $[C_{ad}/m]_{max}$ dans le domaine des concentrations étudiées.

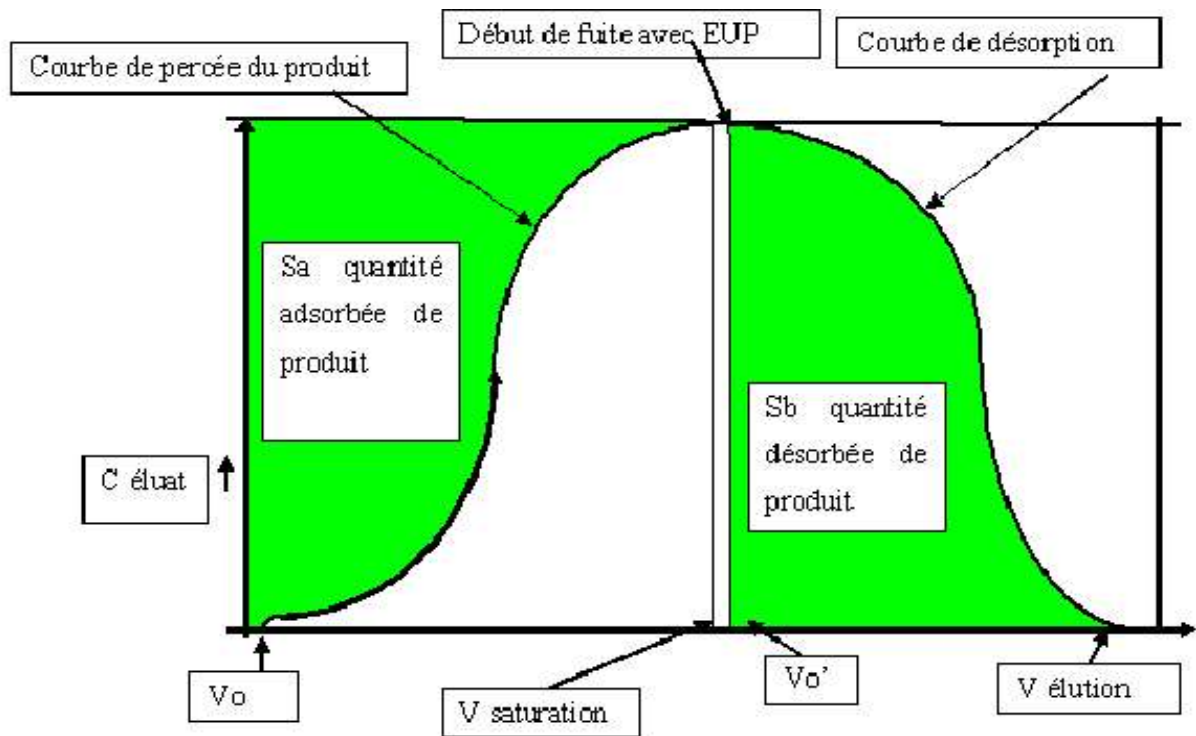
Les trois paramètres d'adsorption K_D , K_F et $1/n$ sont déterminés pour chacun des deux pesticides sur les cinq différents sols ce qui permet de comparer l'affinité des deux produits pour les différents sols.

VI.2.2 Etude en réacteur dynamique

Cette étude comporte deux parties. Pendant la première partie, on laisse une solution aqueuse de pesticide de concentration connue C_0 , percoler à vitesse connue et à travers une colonne remplie d'une masse m de sol. On mesure la concentration éluee C_e à la sortie de la colonne. La courbe obtenue en traçant $C_e = f(t)$ ou $C_e = f(V)$, est appelée courbe de saturation d'un composé. Lorsque $C_e = C_0$, on arrête la percolation et on remplace la solution de pesticide par de l'eau ultra pure. Lorsque la concentration à la sortie tend vers 0, on arrête l'expérience. Le tracé de la courbe $C_e = f(V)$ est appelé courbe de fuite.

La courbe d'absorption en fonction du volume de pesticides percés $C = f(V)$ permet d'accéder à la capacité d'adsorption du sol. En effet, l'intégration de la surface S_a (intégration par quadrillage) délimitée par l'axe des ordonnées et la courbe de saturation obtenue entre le volume mort (V_0) et le volume de saturation sur la figure 9 permet de calculer la quantité de pesticide absorbé par le sol contenu dans la colonne. La capacité d'un sol étant la quantité de pesticide adsorbé rapportée à l'unité de sol, pourra donc être déterminée

Figure 9 : Courbes de saturation du sol par le pesticide et sa désorption par l'EUP



De la même façon, pourra être déterminée la quantité desorbée de pesticide : L'intégration de la surface S_d délimitée par l'axe des abscisses et la courbe de fuite obtenue entre le volume de saturation et celui d'éluion permet de déterminer la quantité de produit désorbé par la percolation de l'eau. Le volume de vide (V_0) des colonnes correspond au volume du montage (tuyaux) additionné au volume de pore du sol (volume de vide entre les particules de sol). Ce volume de vide est estimé en laissant percoler de l'eau ultra pure à travers une colonne remplie de sol et ce jusqu'à l'apparition d'une goutte à l'extrémité du tuyau de sortie. La réserve d'eau est contenue par une éprouvette graduée et le volume de vide du montage correspond au volume d'eau ayant disparu dans l'éprouvette. Ce volume de vide est inférieur à $4 \text{ mL} \pm 0,2$.

RESULTATS ET DISCUSSION

I Etude préliminaire sur le Terrain

VI.3 Présentation de la zone d'étude

Le delta du fleuve Sénégal se trouve en zone sub-saharienne, à faible pluviométrie (100-300 mm/an), de climat sahélo-saharien ; les températures (moy.=30°C) de l'air, sont généralement très élevées et sont caractérisées par de larges fluctuations entre le jour et la nuit ; les vents sont de directions et de vitesses différentes selon les saisons de l'année, la direction dominante de ces vents est principalement du nord ou nord-est vers le sud ou le sud-est. Michel et *al.* (1992) notaient une intensification des vents pendant la période de 1980 à 1990. Ces vents qui soufflent généralement 260 jours de l'année, ont un effet considérable de dessèchement du sol, ce qui favorise l'arrachement de particules et le transport des pollutions.

Le bas Delta a subi de profondes mutations au niveau de l'écosystème grâce à l'aménagement des deux barrages : barrage hydro-électrique de Manantalli et barrage anti-sel de Diama (figure 10). Le lit majeur argilo-sablonneux est favorable aux différents types de culture. Un développement spectaculaire de l'agriculture a été constaté au début des années 1990 ; pour améliorer leur rendement, les agriculteurs intensifient de plus en plus l'utilisation de produits chimiques (pesticides et engrais).

La figure 10 montre la situation géographique du delta entre la Mauritanie et le Sénégal alors que la figure 11 schématise l'emplacement de la zone d'étude dans la rive droite et montre les sites d'échantillonnage. Elle indique les distances entre les différents sites

Figure 10 : Localisation de la zone d'étude dans le delta du fleuve Sénégal (Duvail, 1998).

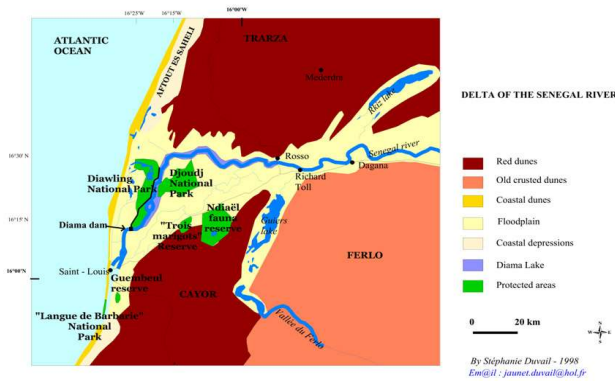
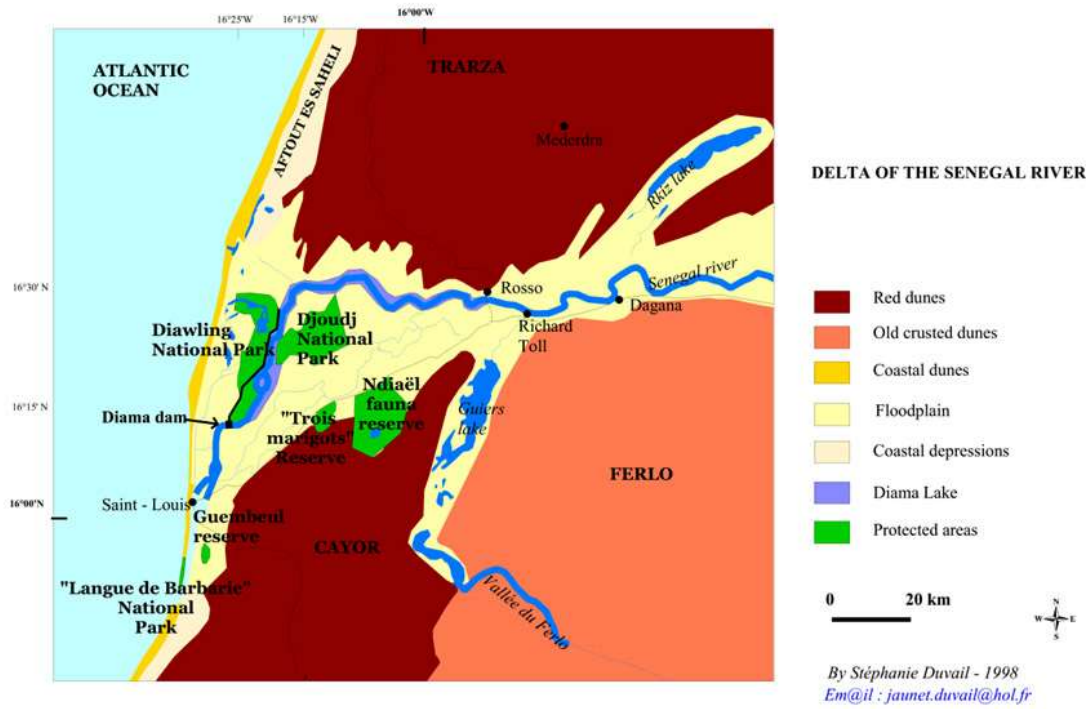
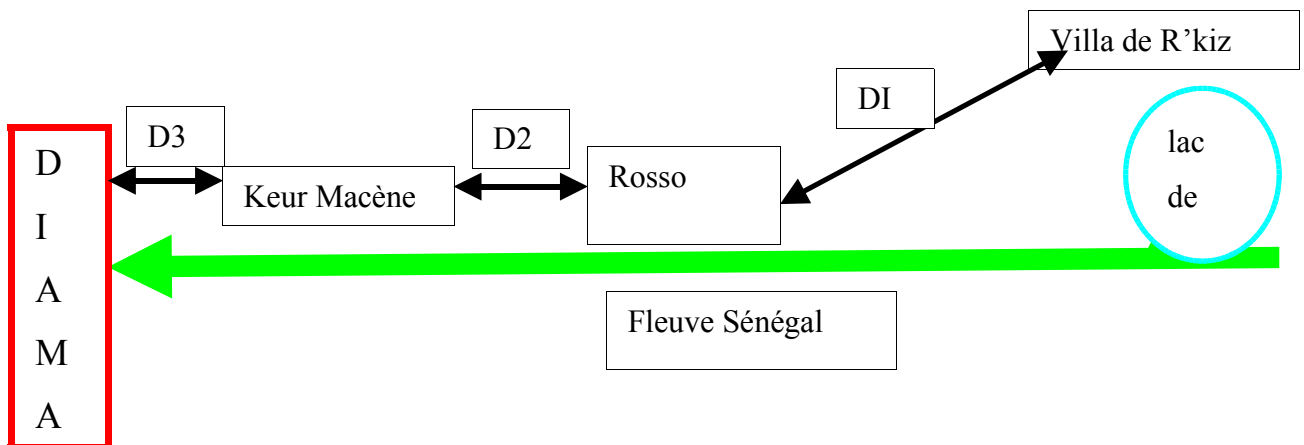


Figure 11 : Schéma de la zone d'étude dans le delta du fleuve Sénégal.



VI.4 Enquête

Malgré le nombre réduit d'échantillonnage 100 agriculteurs dans toute la zone d'étude, on estime qu'il est d'un intérêt indéniable pour la compréhension de certains problèmes auxquels sont confrontés les paysans du delta du fleuve Sénégal. Seuls les résultats significatifs sont présentés ici alors que tous les résultats seront donnés en Annexe I.

VI.4.1 L'eau de boisson

Même en présence d'une «eau traitée», les agriculteurs préfèrent l'eau brute du fleuve ; en effet 60% boivent l'eau du fleuve sans même une chloration. Cette attitude s'explique par les causes suivantes :

- Un traitement de l'eau non approprié aux coutumes alimentaires : en effet la concentration du chlore résiduel, est trop élevée (> 0,5mg/L) donnant ainsi un goût à l'eau traitée qui se voit rejetée par une frange importante de la population ; il s'ajoute à cela une fluctuation importante du pH surtout dans le domaine acide ; le pH de l'eau à la sortie de la station et aux robinets, a été vérifié à chaque passage à Rosso et il s'est avéré toujours inférieur à 7 et descendait même jusqu'à 5,5 ;
- la méconnaissance des agriculteurs des conséquences de consommation d'une eau polluée sur la santé : 65% sont illettrés ;
- la négligence des mauritaniens de façon générale pour leur alimentation, surtout pour les classes dont les revenus sont bas ;
- l'inaccessibilité à l'eau traitée dans les périmètres irrigués directement.

On peut se demander s'il existe un lien entre les usagers de l'eau brute et ceux qui ont affirmé être malades (50%). Les pourcentages concordent parfaitement, mais les liens demandent à être établis. Mais une chose est certaine : les 27% qui souffraient de diarrhée et les 9% qui déclaraient avoir des symptômes de bilharziose trouvent largement leur explication dans l'usage d'une eau superficielle quasi-stagnante pendant une bonne période de l'année. D'autres maladies (symptômes de maladies) sont signalées, le paludisme (46%) arrive en tête et en deuxième position se placent les hépatites qui font des ravages timidement. Il est important de souligner que tous les habitants ont constaté que la majorité des animaux égorgés ont un foie détruit en partie ou totalement selon l'âge de l'animal. Nous nous sommes assurés de l'exactitude de ce constat au niveau des bovins et caprins. Cette remarque est restreinte aux animaux qui boivent exclusivement l'eau du fleuve ou pendant une grande partie de leur vie selon toujours la même source. Ils semblent tous indiquer le barrage de Diama comme cause principale. Si le lien avec l'eau du fleuve paraît certain, il est probable que les organophosphorés seraient responsables des différentes hépatites si bien sûr l'origine n'est pas virale ; en effet certains organophosphorés agissent sur le foie des animaux.

VI.4.2 Les pesticides et les comportements à risque

Si l'usage des pesticides fait encore des ravages parmi les agriculteurs dans les pays industrialisés et équipés de tous les moyens à bord ; que dire des agriculteurs mauritaniens dont l'unique souci est de satisfaire les besoins d'une famille de plus en plus accablants. Incontestablement les chiffres s'expriment mieux dans ce cas : 53% ne prennent pas de douche après l'épandage des produits phytosanitaires, 33% ne se lavent même pas les mains, 31% boivent du lait sur place, 29% mangent le même jour dans les champs traités et 27% fument sur place. D'autre part, 65% n'utilisent pas de gants, 59% n'utilisent pas de tenue et

58% ne mettent pas de chaussures fermées pendant l'épandage des pesticides. Il s'ajoute à tous ces comportements à risque, le fait que l'origine du produit phytosanitaire ne soit pas toujours connue : En effet 63% achètent les produits de particuliers et 26% se procurent les produits des autorités de l'Etat (le pourcentage est supérieur à 100% parce que certains accèdent aux deux sources d'approvisionnement en pesticides). Les pesticides utilisés sont sous les différentes formulations possibles mais il semblerait que les plus utilisés sont ceux qui ont une formulation liquide (71%). Ceci n'avantage guère la situation des agriculteurs qui font leur épandage tard dans la journée dans des conditions climatiques le plus souvent extrêmes : 22% traitent en automne, 22% au printemps, 31% en été et 25% en période d'hivernage (certains font plusieurs campagnes). Si on se fie aux derniers pourcentages on pourra conclure aisément qu'une grande partie des produits se trouve éparpillée dans les différents compartiments du delta par volatilisation et par lessivage. 18% utilisent les emballages des pesticides dans leur ménage et 24% les jettent dans la nature où ils sont donc susceptibles d'être utilisés par d'autres ou simplement vendus à d'autres. Il est clair que l'ensemble de ces comportements est à risque pour l'agriculteur lui-même et pour tous. Il est important aussi de souligner qu'aucune mauvaise intention n'a été ressentie chez les agriculteurs en les interrogeant mais simplement une méconnaissance des conséquences néfastes des produits. Le pourcentage des agriculteurs (70%) qui n'ont jamais eu une formation sur l'épandage des pesticides semble en accord avec cette donnée. Le plus inquiétant pour les consommateurs est le fait que 14% traitent les récoltes (légumes et fruit) avec des produits de conservation.

Il s'ajoute à cela des stocks très importants de pesticides organochlorés qui sont signalés dans divers endroits du pays et surtout dont le stockage ne respecte pas les normes de conservation de tels produits selon (Ould Kankou et Ayele, 2001). Ces comportements exposent l'ensemble des êtres vivants dans le delta et dans toute la région du Trarza ou même tout le pays aux conséquences de la pollution par les pesticides. Il est important de signaler ici que tout ce qui est relaté dans cette partie n'est pas fait pour dramatiser mais est une réalité dont chacun peut s'assurer une fois sur place.

Il ressort de l'enquête que les deux pesticides les plus utilisés sont le 2,3-dichloropropionanilde (Propanil) et l'acide (2,4-Dichloro phénoxy) acétique (2,4-D). D'autres pesticides sont encore utilisés dont les organophosphorés dans l'agriculture ou la lutte anti-ancrienne. Dans la suite de ce travail le propanil et le méthylparathion ont été choisis ; le choix du propanil est justifié amplement par les résultats de l'enquête quant au méthylparathion son choix repose sur le justificatif suivant : En 1997, La FAO a demandé de restreindre l'usage du méthylparathion dans les pays en voie de développement à cause de sa toxicité surtout pour les enfants et nous avons constaté sur le terrain que le nombre d'enfants est très important dans les périmètres irrigués et augmente sensiblement pendant les périodes des vacances scolaires. En plus de cela le méthylparathion est présent dans plusieurs formulations qui sont vendues directement dans nos marchés. De là il paraît utile même indispensable d'étudier son devenir sur le sol mauritanien.

L'encadrement des agriculteurs paraît, plus que toute autre chose, urgent en vue de les protéger eux-mêmes avec tous les consommateurs et le milieu naturel dans son ensemble, d'un abus de produit ou des mauvais comportements. Les cultures irriguées qui sont consommatrices de pesticides, sont récentes en Mauritanie (1990) ; donc il n'est pas trop tard pour prendre des décisions permettant de préserver les différentes ressources en eau. Les solutions devront être urgentes et pertinentes car les eaux du fleuve sont plus que jamais menacées par une pollution diversifiée et grandissante. Rappelons que ces mêmes eaux seront dans les robinets des nouakchottois dans moins de trois ans dans le cadre du projet Aftout

Sahéli. Espérons que les traitements appropriés pour éliminer les éventuelles pollutions en divers produits phytosanitaires seront mis alors en place.

VI.5 Les eaux

VI.5.1 Analyses des pesticides

Au début de thèse (2001) les pesticides suivants ont été recherchés dans trois échantillons de la zone d'étude (RK du Lac R'Kiz, R de N'pourrié et K de Keur Macène) : Aldrine, chlordane (béta + gamma -chlordane), 2,4'-DDD, 4,4'-DDD, 2,4'-DDE, 4,4'- DDE, 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, Endosulfan total, Endrine, hexachlorobenzène (α -HCH, β -HCH, γ -HCH δ -HCH : lindane), Dieldrin (HEOD), Heptachlore, Heptachlore Epoxide, Méthoxychore, Azinphos (Guthion ou Azinphosméthyl), Carbaphénotion (Méthyltrition), Dichlorovos (DDVP), Diazinon, Ethion, Fenclorphos (ronnel), Malathion, Mévinphos (Phosdrin), Parathion, Méthylparathion, Phosphamidon et Trichloronat.

Dans les trois échantillons, toutes les concentrations des pesticides étaient inférieures à la limite de détection de chaque pesticide. On note cependant qu'il est connu que les organochlorés se retrouvent rarement dans l'eau mais plutôt dans les différentes graisses qui n'ont pas été analysées.

En 2002 la recherche des organochlorés : lindane, α et β endusulfan, 4,4'-DDE, 2,4'-DDT, aldrine et dieldrine n'a pas indiqué des teneurs supérieures à $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ dans les différents échantillons de R'kiz (Rk), Keur Macène (K) et Diama (D). Cependant trois échantillons à côté de la ville de Rosso dont N'pourrié (R) ont révélé les anomalies suivantes :

- R- $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ de 2,4'-DDT ;
- Rf-(échantillon du fleuve à côté de N'pourrié)- $0,05 \mu\text{g.L}^{-1}$ de 2,4'-DDT ;
- Rc- (échantillon d'un second canal à côté de N'pourrié) $0,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ de 2,4'-DDT.

Ces anomalies dans les eaux montrent que la pollution par les pesticides commence à regagner la rive droite du fleuve Sénégal. Ceci est d'autant plus préoccupant que les pesticides déterminés sont des organochlorés qui restent rarement dans les eaux sauf s'ils sont déjà présents en quantités importantes dans les sédiments ou boues de la phase solide. Dans les mêmes échantillons d'eau aucune anomalie n'a été décelée pour les pesticides étudiés dans ce travail à savoir le MP et 2,3-DCPA pendant les quatre années.

Pour mieux étudier le comportement des pesticides dans l'environnement, il est important ou même indispensable d'avoir le plus d'informations sur toutes les composantes du milieu naturel dans lequel on suit le devenir des molécules. Pour cela nous avons en premier lieu étudié la composition chimique de l'eau dans différents endroits de la zone d'étude à savoir le delta du fleuve Sénégal.

VI.5.2 Détermination de certains métaux

Le suivi des métaux suivants : Zn, Al, Cd, Pb, Cu, Ni, Cr, Fe, As et Mn, dans les eaux n'a pas décelé des concentrations supérieures aux normes établies par l'OMS pour ces métaux. Mais il est indispensable de noter la présence remarquable de trois d'entre eux à savoir Al, Fe et Mn qui sont de très bons complexants pour certains pesticides (Calvet et *al.*, 1980). Les teneurs maximales observées sont : 275 ppb de Al et 480 ppb de Fe pour les échantillons de Keur Macène et 415 ppb de Mn dans le canal de N'pourrié.

VI.5.3 Caractéristiques générales de l'eau du fleuve

Les moyennes des paramètres de terrain, consignées dans le tableau 5, montrent que la conductivité diminue en remontant le fleuve de Keur Macène vers le village de R'Kiz ; ce résultat semble lié à l'éloignement progressif de la zone sans doute la plus contaminée par des remontées marines.

Tableau 5: Moyenne des paramètres de terrain dans trois sites différents de la zone d'étude

Site	Température (°C)	pH	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	Turbidité (NTU)
K	24,2	7,1	238	80
R	23,6	7,0	117	20
RK	23,2	7,6	84	39

Il a été constaté que la turbidité augmentait sensiblement avec l'augmentation du niveau du fleuve. Cette augmentation peut résulter des pluies avant le barrage de Manantalli et/ou des lâchers du barrage.

VI.5.3.1 Période avant la construction du barrage

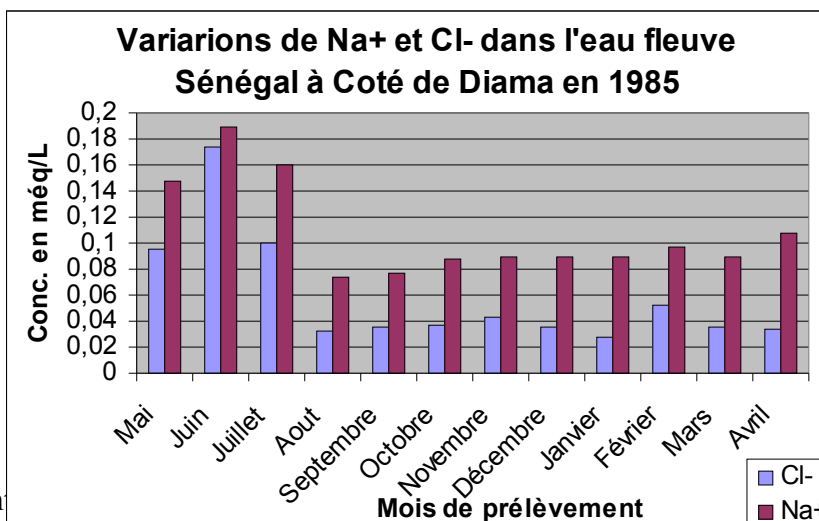
Pour mieux apprécier l'augmentation de NaCl dans les eaux du fleuve, les résultats obtenus ces quatre dernières années, sont comparés avec ceux obtenus par Kane en 1985, à côté de Diama. Le tableau 6 donne les variations annuelles des concentrations de certains éléments dans l'eau du fleuve ; les variations annuelles du chlorure de sodium ont été schématisées sur la figure 12.

Tableau 6 : Les variations des concentrations de certains éléments (en mg.L^{-1}) en 1985 dans l'eau du fleuve à Diama (adapté de Kane, 1985).

Mois	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	K^+
Mai	1,12	6,89	3,63	1,80
Juin	0,53	7,26	4,02	1,80
Juillet	0,47	6,80	4,10	1,95
Août	0,15	2,85	1,51	1,90
Septembre	0,00	2,92	1,41	1,70
Octobre	0,43	3,58	1,81	1,89
Novembre	0,00	4,32	2,12	1,95
Décembre	0,00	4,25	2,47	1,46
Janvier	0,00	4,55	2,65	1,26
Février	0,00	4,90	3,18	1,43
Mars	0,00	5,40	3,25	1,43
Avril	0,00	6,40	3,50	1,36

La variation des concentrations en chlorure de sodium au niveau même de Diama, n'était pas très importante et admettait un maximum en période d'étiage (mai, juin et juillet) de 0.2 méq.L^{-1} . Cette valeur actuellement, n'est comparable qu'avec les résultats obtenus pour la localité de R'Kiz, située à plus de 180 Km de Diama, qui seront donnés par la suite. Nous constatons, pour les sulfates, un pic au mois de mai de faible intensité.

Figure 12 : Fluctuations de la concentration de Na^+ et Cl^- à Diama pendant l'année 1985 (Adapté de Kane, 1985).



Avant aux conditions climatiques, principalement à la pluviométrie, en effet moins il y avait de pluies et plus elle se faisait sentir comme l'indique la figure 12 (la période d'hivernage commence fin juillet). D'ailleurs ce même constat est vérifié pour les autres constituants du tableau 8. En effet l'évaporation est importante dans la zone (Loyer, 1989), ce qui laisse penser qu'en période de décrue du fleuve, une concentration des éléments dissous dans l'eau paraît certaine.

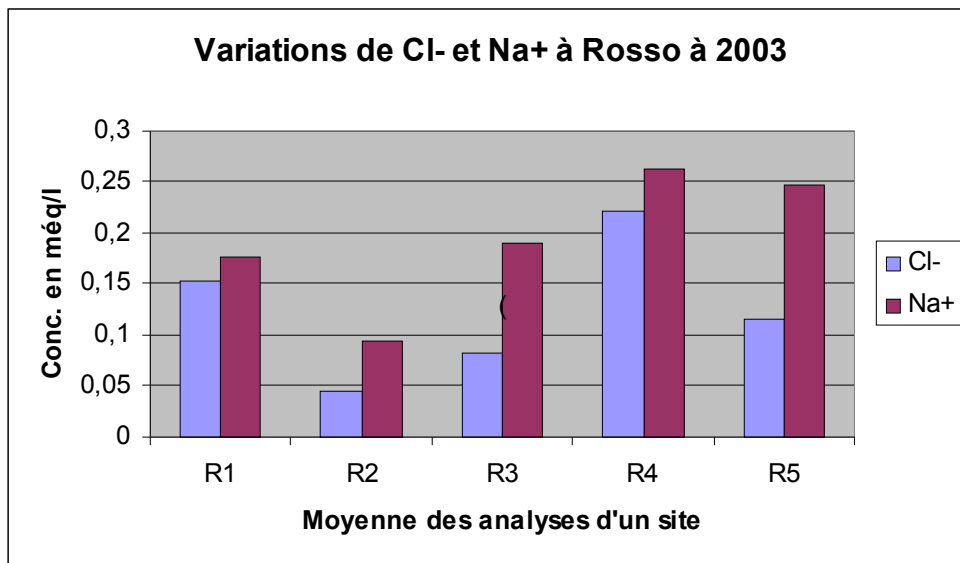
VI.5.3.2 Influence du barrage sur la salinité

Après la mise en fonctionnement du barrage anti-sel, la remontée saline devait être normalement arrêtée, ce qui ne semble pas être le cas, les résultats que nous avons obtenus montrent des valeurs conséquentes en chlorure de sodium. Ces résultats restent étroitement liés aux sites de prélèvement dans la zone d'étude (figures 13 et 14), aux périodes d'échantillonnage (figures 15 et 16) et aux activités sur le site de prélèvement (figure 17).

VI.5.3.2.1 Influence du site de prélèvement

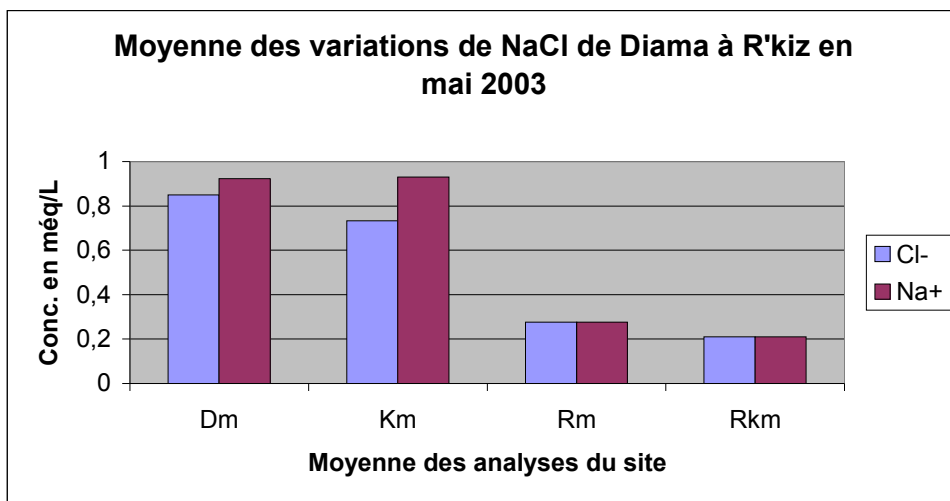
La figure 13 montre la variabilité de la concentration moyenne annuelle (12 analyses) de Na⁺ et Cl⁻ en fonction du lieu exact de prélèvement (1 à 5) sur un même site, ici Rosso. Les chlorures ne sont pas les seuls anions à considérer pour l'équilibre électrique, d'autres anions sans doute provenant du sol y participent. Les concentrations en sodium varient de 1,15 à 5,75 mg.L⁻¹ ce qui montre bien l'importance de la localisation pour une bonne reproductibilité.

Figure 13 : Fluctuations de la concentration de Na⁺ et Cl⁻ à différents sites de la ville de Rosso (les moyennes des analyses effectuées en 2003 sur les sites R1 à R5).



Sur la figure 14, les concentrations moyennes sur les lieux de prélèvement sont représentées au mois de mai, période de forte remontée saline avant le barrage. On note toutefois qu'à Diama les teneurs sont nettement plus importantes qu'avant le barrage.

Figure 14 : Variations de la concentration de Na⁺ et Cl⁻ de Diama à R'kiz en mai 2003



D1 et D2 : sites de Diama R1-R5 : sites de Rosso

RK1-Rk4 : sites de R'Kiz K1-K3 : sites de Keur Macène

Il paraît clair que plus on s'approche de Diama plus la salinité augmente dans le delta, ce qui trouve largement son explication dans le fait que la nappe salée est très proche à proximité de Diama. Depuis le fonctionnement du barrage la remontée de la langue salée est stoppée et Diama joue aussi le rôle de réservoir avec les endiguements des deux côtés. Cette réserve très variable au cours de l'année et atteignant son maximum en fin d'hivernage, exerce un poids considérable sur la nappe salée qui se trouve propulsée vers la surface quand les formations géologiques le permettent. Cette explication nous paraît la plus plausible pour la

disparité des résultats que nous avons obtenus. Nous estimons par ailleurs, qu'elle est justifiée par la formation récente des sebkhas constatées aux environs du barrage de Diama (rive droite). Ainsi si on trace une droite le long du delta, il est clair que la remontée saline ne sera pas identique sur deux sites différents et logiquement le site le plus proche de Diama serait le plus touché à condition que le milieu reste identique dans son ensemble ce qui paraît peu probable. Les sites d'échantillonnage sur la droite perpendiculaire à la première obéissent normalement à la même logique.

VI.5.3.2.2 Influence de la période d'échantillonnage

Les figures 15 et 16 montrent les fluctuations de la concentration de NaCl en un site donné de 2001 à 2004. Les conditions climatiques sont très contrastées en Mauritanie de façon générale et dans le delta en particulier. Elles ne varient pas seulement en fonction des saisons mais en fonction d'une journée et sa nuitée. Elles conduisent à une évapotranspiration considérable, un assèchement du sol provoquant son érosion et son transport par les vents quasi permanents. La pluviométrie est très différente d'une année à une autre. Le lessivage des sels du sol reste étroitement lié à la pluviométrie dans le delta, au niveau du fleuve et les lâchées d'eau de part et d'autres des endiguements. Tout cela confirme que la date de l'échantillonnage reste déterminante dans les fluctuations que l'on pourrait avoir. Pour ces raisons, nous avons jugé nécessaire de donner les moyennes d'analyse d'un site par an et pendant quatre années consécutives. Les réalités relatées ci dessus expliquent les fluctuations observées à Keur Macène et R'Kiz.

La figure 15 montre que toutes les concentrations trouvées ces quatre dernières années restent largement supérieures à celles qui ont été identifiées, il y a 19 ans près de Diama.

Par contre, les résultats de la figure 16 indiquent que l'on retrouve ces anciennes valeurs dans le lac de R'Kiz situé à plus de 180 Km Il semblerait que les valeurs tendent toutefois à se stabiliser.

Figure 15 : Variations de la moyenne des concentrations de Na⁺ et Cl⁻ en fonction de l'année prélèvement-analyses effectuées sur les échantillons d'un même site à Keur Macène en 2001 (K01), 2002 (K02), 2003 (K03) et 2004 (K04).

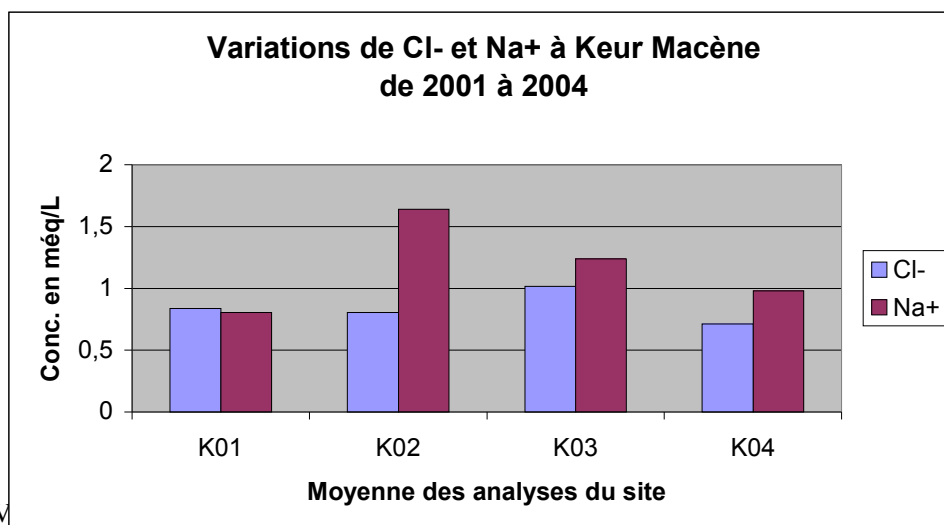
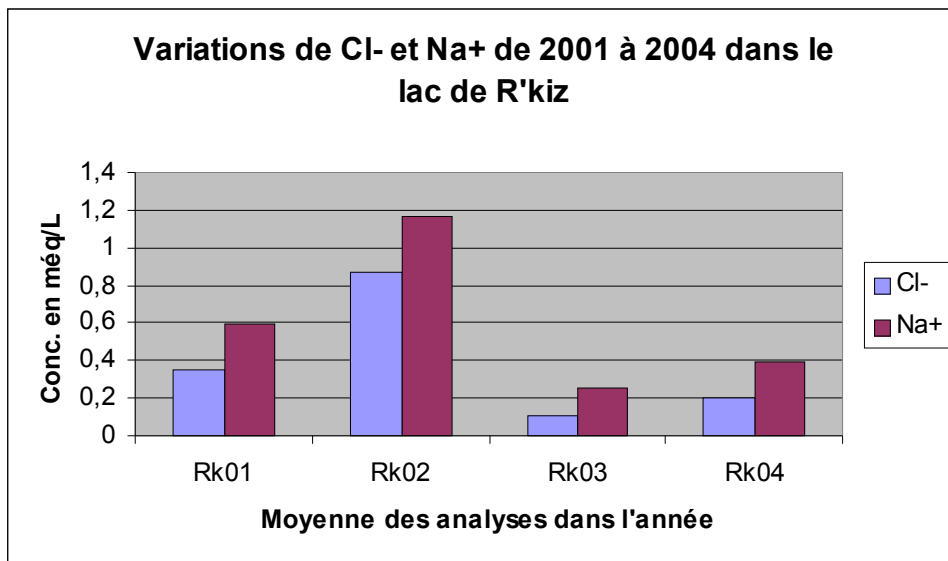


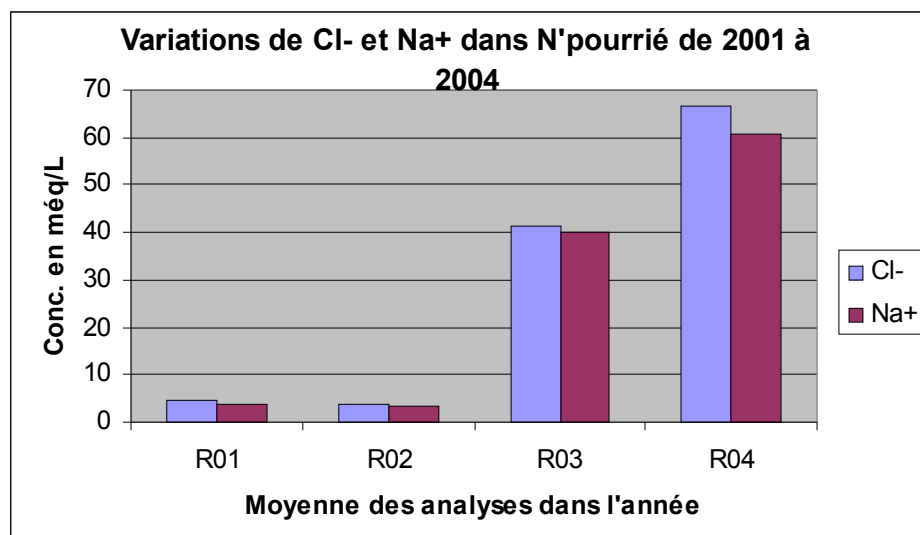
Figure 16 : Variations de la moyenne des concentrations de Na⁺ et Cl⁻ en fonction de l'année prélèvement-analyses effectuées sur les échantillons d'un même site à R'Kiz en 2001 (Rk01), 2002 (Rk02), 2003 (Rk03) et 2004 (Rk04).



VI.5.3.2.3 Influence des activités humaines

Les résultats des analyses du canal N'Pourrié, présentés sur la figure 17, atteignent 60 mg.L⁻¹ en chlorure de sodium et se placent largement au-dessus des autres résultats. La figure.17 montre l'évolution considérable des concentrations de chlorure de sodium surtout ces deux dernières années dans le canal de N'Pourrié (R) qui est profond de plus de 2m. Cet échantillon (R) présente des anomalies pour la plupart des analyses effectuées.

Figure 17 : Variations de la concentration de Na⁺ et Cl⁻ dans le canal de N'pourrié de 2001 à 2004. R01, R02, R03 et R04 (respectivement moyennes des analyses effectuées).



Ce canal de N'Pourrié illustre parfaitement l'influence des activités humaines et animales sur la qualité de l'eau. Il rassemble la grande partie des eaux usées des périmètres irrigués et même celles de certains quartiers de la ville. Toutes ces eaux réunies rejoignent le fleuve, source de boisson privilégiée d'une frange considérable de la population pour des raisons de méconnaissance des conséquences essentiellement. N'Pourrié sert d'abreuvoir à un nombre important de troupeaux d'animaux errants et de lieu très fréquenté par des pêcheurs. Pour ces raisons les eaux de N'Pourrié restent très tributaires de leur situation. A première vue N'Pourrié est apparu comme le milieu le plus approprié pour rechercher les différents indices

de pollution, soupçon qui fut confirmé par la présence dans les sols de résidus de PCB et HPA et la présence dans les eaux de certains organochlorés (DDT, DDE) de cations et anions au-dessus des normes établies par l’OMS (Na^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-}).

Pour mieux voir l'apport des différents types de pollution sur certains constituants de l'eau du fleuve, l'évolution des concentrations de ces éléments est suivie sur deux ans en cinq sites de la ville de Rosso (R1,R2, R3, R4 et R5) et dans le canal N'Pourrié (R). Les résultants moyens annuels sont donnés dans le tableau 7.

Tableau 7 : Variations des concentrations ($\pm 0,01\text{mg.L}^{-1}$) de certains constituants de l'eau du fleuve à des sites de la ville de Rosso en mars 2003 et mars 2004 avec R1, R2, R3, R4 et R5 sites de prélèvements de l'eau du fleuve à Rosso et R- Eau de N'Pourrié

Site	mars 2003					Mars 2004				
	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	NO_3^-	SO_4^{2-}	NH_4^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
R1	0,18	0,7	0,20	2,19	4,11	0,19	1,02	0,12	2,24	3,78
R2	0,0	9,0	0,05	1,16	10,63	0,16	33,18	0,12	2,98	5,89
R3	0,0	0,3	0,12	1,44	4,47	0,0	1,08	0,25	2,60	4,44
R4	0,0	0,7	0,08	1,52	1,98	0,20	1,80	0,14	2,91	5,73
R5	0,0	0,73	0,08	1,52	2,0	0,22	6,36	0,39	2,64	6,36
R	0,0	337	0,0	137	47,11	4,17	$11,6 \cdot 10^2$	0,0	243	162

On remarque une légère augmentation dans les cinq premiers échantillons pour les ions nitrate, sulfate et ammonium. Cependant les concentrations dans l'échantillon R subissent une importante augmentation en ions nitrate, sulfate et magnésium. L'augmentation même peu significative des nitrates, de l'ammonium et des sulfates dans les cinq sites de la ville de Rosso, peut être attribuée à l'eutrophisation qui est déjà très visible tout le long du delta.

Les indices de pollution existent et ceci paraît de plus en plus préoccupant en regardant simplement les résultats du canal N'pourrié qui n'est qu'un seul parmi des centaines de canaux qui rejettent régulièrement des eaux similaires tout le long du delta voire du fleuve.

VI.5.4 Conclusion

Si la remontée du biseau salé constitue une menace pour les eaux souterraines du Trarza (Semega, 1995), le barrage de Diama paraît comme une source potentielle de dégradation des terres arables dans le delta du fleuve Sénégal et par la suite de la qualité des eaux. En Mauritanie dans le delta, les sols cultivables sont vulnérables face à la remontée saline et l'avancée du désert au nord. La dégradation des sols accentue le déséquilibre d'un écosystème déjà très fragilisé par les effets conjugués des autres conséquences de la mise en place des barrages et de la sécheresse de ces dernières années. La qualité des eaux est déjà affectée, elle aussi à la fois par la remontée saline d'une part, mais d'autre part par les différents types de contamination : pollution agricole, pollution urbaine, eutrophisation et le lessivage.

Il ressort de ce travail la nécessité:

- De sensibiliser les populations sur les problèmes de pollution et particulièrement la pollution des eaux et ses conséquences néfastes sur la santé humaine ;
- De mettre en place des traitements appropriés des eaux usées en vue de préserver la qualité des eaux du fleuve dans le delta du fleuve Sénégal et tout le long de ce dernier ;
- D'étudier les conséquences des deux barrages sur les différentes composantes de l'écosystème du delta et leurs synergies pour réhabiliter l'équilibre naturel de l'avant barrages.

Toute autre solution permettant d'atténuer les syndromes du déséquilibre actuel du delta du fleuve Sénégal sera toujours la bienvenue mais une solution régionale et durable reste le souhait des habitants de ce qui fut jadis un paradis

Les eaux dans le delta sont très influencées dans leur composition chimique par les sols. En effet les conditions climatiques très dures provoquent son assèchement et par conséquent le rendent vulnérable aux problèmes d'érosion, de lessivage et du transport éolien. De ce fait il est difficile de dissocier la pollution de l'un de celle de l'autre.

VI.6 Etude des Sols

VI.6.1 Traces de pesticides et HPA dans les sols

Les teneurs de l'atrazine, du diuron, du méthylparathion, de 2,3-dichloropropanilide, du paranitrophénol et 2,3-dichloroaniline sont inférieures aux limites de détection en HPLC des produits dans les cinq sols étudiés à savoir R, Rk, Pk55, G et T.

Cependant la recherche de PCB et de HAP dans l'échantillon du sol de N'pourrié (R) a donné les résultats regroupés pour les PCBs dans le tableau 8 et les résultats des HPAs sont donnés dans le tableau 9.

Tableau 8 : Les concentrations (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ de sol sec) de certains PCBs dans le sol N'pourrié R.

PCBs	N°28	N°52	N°35	N°101	N°118	N°153	N°138	N°180
Conc. $\mu\text{g.kg}^{-1}$	<2	34.8	34.7	8.8	8.4	4.8	4.3	3.7

Les PCBs N°52 et N°35 semblent être majoritaires dans les sols.

Tableau 9 : Les concentrations (en $\mu\text{g.kg}^{-1}$ du sol sec) de certains HPAs dans le sol de N'pourrié R.

N°	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
HPA															
C.	8,8	2,9	6,9	2,8	1,5	3,7	1,6	1,8	3,6	3,1	<0,2	<0,8	<0,7	<0,7	<2.5

Avec : 1- phénanthracène, 2- anthracène, 3- fluoranthène, 4- pyrène, 5-benzo(1,2) anthracène, 6-chrysène, 7-benzo(1,12) fluoranthène, 8-benzo(3,4) pyrène, 9-dibenzo anthracène, 10-benzo(1,12) pérylène, 11-indéno pyrène, 12-benzo(3,4) fluoranthène, 13-fluoranthène, 14-acétaphthène, 15-naphtalène et l'acétanaphtylène dont C<14.5.

La présence de certains PCBs et HPAs dans le sédiment N'pourrié R confirme la présence d'une pollution anthropique. Les deux types de pollutions dans ce cas sont :

- Pollution urbaine due à la proximité de la ville de Rosso ;
- Pollution agricole à cause des périmètres agricoles.

Ces résultats semblent être en parfait accord avec les traces détectées dans les eaux du canal de N'pourrié et ses voisinages.

Nous avons incriminé les sols d'être à l'origine de la pollution des eaux du fleuve pour cela il est capital de déterminer même en partie leur composition chimique et de voir la partie de cette dernière qui sera mobilisée ou lessivée par l'eau.

VI.6.2 Caractéristiques des sols

Quelques caractéristiques des sols et teneurs en certains éléments de leur composition chimique, sont présentées dans le tableau 10. Un sixième sol a été ajouté aux cinq sols mauritaniens. Il s'agit d'un sol de référence appelé D qui permettra de mieux apprécier la différence dans la composition chimique et les caractéristiques des sols de la Mauritanie par rapport à ceux de la France. Le sol Douglas (D) a été prélevé à une profondeur entre 0 et 60 cm (profondeur de prélèvement très proche de celle des sols mauritaniens : 0-50 cm).

Nous constatons une différence importante entre les sols de la Mauritanie et le sol de Douglas. Les sols du delta sont pauvres en matière organique mais très riche en minéraux. La fraction argileuse est variable en fonction du site de prélèvement. Le sol limousin est plus acide que tous les sols mauritaniens ; d'autre part le % de saturation des sols mauritaniens dans l'ensemble est frappant par rapport à celui de Douglas. Il est important de remarquer aussi entre les différents sols mauritaniens : plus le sol est exposé au vent moins il est riche en matière organique. Ce constat est amplement justifié par la différence de matière organique entre la tourbe et les autres d'une part, la différence entre les trois premiers (Pk55, G et R) et le sol de Rk d'autre part. En effet la tourbe est échantillonnée à 1 mètre de profondeur alors que les quatre autres sont des échantillons de surface et le lac de R'kiz est entouré de forêt dense de tous les côtés et se trouve moins exposé aux transports éoliens que les trois autres. Le pourcentage de saturation très important des sols mauritaniens s'explique par les conditions climatiques très rudes dans toute la région [l'évapotranspiration potentielle dans le bas-delta est estimée à 2400 mm par an (Loyer, 1989)].

Tableau 10 : Caractéristiques des cinq sols mauritaniens et du sol limousin D (Gauthier* 2002).

sols	Argile %	Lim. Fin %	Lim.gross. %	Sable fin %	Sabl.gro %	CEC még	% saturation.	pH eau	pH KCl	M.O %
Pk55	56,0	28,2	9,1	5,5	0,7	18,4	241,2	5,4	5,1	2,1
G	10,1	2,0	4,2	73,9	9,7	3,3	103,6	6,8	6,0	0,2
R	30,0	14,5	28,7	27,4	0,7	10,5	181,9	6,3	5,8	0,5
Rk	57,4	7,3	20,1	11,2	2,8	25,4	98,0	6,6	5,5	3,1
T	23,6	44,7	5,8	8,0	3,8	19,3	905,6	5,2	5,1	15,8
D	15,6	-				24,6	4,2	4,2	3,3	22,7

Sols	N pmil	C/N	K ₂ O ppm	Na ₂ O ppm	MgO ppm	CaO Ppm	Cl- ppm	NO ₃ ⁻ ppm	SO ₄ ²⁻ ppm	P ₂ O ₅ dy	P ₂ O ₅ JH
Pk	0,5	24,4	339	7,4.10 ²	12,9.10 ³	10,4.10 ³	14,8.10 ³	554	38,5.10 ²	33	12
G	0,2	5,8	90	471	431	306	14,7.10 ²	441	6,6.10 ²	32	12
R	0,5	10,4	319	12,3.10 ³	25,6.10 ²	16,0.10 ²	27,3.10 ³	455	10,3.10 ³	33	10
Rk	1,6	11,2	492	121	23,1.10 ²	34,8.10 ²	8,6.10 ²	540	4,9.10 ²	21	5
T	10,5	8,7	18,6.10 ²	31,3.10 ³	17,4.10 ³	45,5.10 ³	12,6.10 ⁴	1,8.10 ³	7,0.10 ³	146	46
D*		17,8									

- CEC- Capacité Echangeable de Cations en még/100g de sol -MO- matière organique.

Ces phénomènes naturels appauvrissent le sol en matière organique et laissent simplement les roches mères d'où la minéralisation importante des sols. En effet la CEC de l'ensemble des sols est très élevée. Les résultats confirment la présence importante des ions magnésium, calcium, chlorure et sulfate dans le sol de surface Pk55 du bas delta du fleuve alors que leurs teneurs dans la Tourbe, sont plus conséquentes. Ceci trouve son explication peut être à la présence de mangrove (Ould Mohamedou et *al.*, 2001). Dans la partie orientale du delta (à côté de Rosso) la présence des ions sodium, chlorure et sulfate est plus marquée que les autres. Leur importance diminue au Nord de Rosso dans les sols superficiels alors qu'elle augmente en profondeur, en effet les résultats de la Tourbe attestent de cette augmentation. Semega (1995), soulignait ses faciès dans les eaux souterraines de Idini. La présence du Fe et du Mn dans les sols de la région n'est pas à exclure dans la zone d'étude, en effet Semega et *al.*, (1994), soulignaient aussi leur présence à des concentrations conséquentes dans les eaux souterraines du Sud de Trarza.

La fraction argileuse semble, elle aussi très affectée par les conditions climatiques, en effet le faible pourcentage en argile du sol de Garack (situé à la limite de la vallée et le cordon dunaire qui la borde au Nord) en atteste. Ses teneurs en sable aussi, témoignent de l'avancée du désert. De façon générale les sols mauritaniens de surface sont appauvris en différents éléments qui semblent pourtant présents à une profondeur proche (1m).

VI.6.3 Anions et cations re mobilisables à partir des sols par l'EUP

Trois sols R, G et Rk sont choisis en vue de comparer leur relargage pour certains anions, cations et le carbone organique pendant 24 heures de contact avec l'EUP. Les résultats sont consignés le tableau 11. Ce tableau montre les quantités des différents cations, anions et le carbone organique extractibles par l'eau à partir des sols avec une agitation de 250 coups par minute.

Tableau 11 : Teneurs en Anions, cations et carbone organique ($\pm 0,01\text{mg.L}^{-1}$) dissous extractibles par l'EUP à partir de certains sols mauritaniens en fonction du temps de contact.

N'pourrié

	Cl ⁻	Na ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	C _{org,t}
Temps h								
1	33,0.10 ²	19,6.10 ²	42,11	13,3.10 ²	17,91	487,2	151,8	11,12
2	33,3.10 ²	20,1.10 ²	42,36	14,0.10 ²	20,55	551,2	157,1	12,39
17	68,2.10 ²	21,1.10 ²	43,15	14,3.10 ²	20,73	583,6	187,3	13,70
18	68,2.10 ²	21,2.10 ²	43,30	14,1.10 ²	21,69	623,2	194,3	14,51
25	68,2.10 ²	22,5.10 ²	45,33	14,2.10 ²	23,91	697,2	198,2	15,02
Garack								
1	30,12	27,92	1,21	1,45	5,54	3,65	5,60	6,93
2	67,62	32,51	4,35	6,14	5,80	4,58	6,70	7,00
17	77,73	35,34	4,50	6,63	5,95	5,34	6,95	7,12
18	87,50	38,52	5,00	8,31	5,00	5,93	7,05	7,23
24	96,62	39,91	5,20	8,32	7,20	6,51	7,05	7,23
R'kiz Rk								
	Cl ⁻	Na ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	C _{org,t}
Temps h								
1	21,35	11,36	19,52	11,52	8,56	2,72	3,49	19,57
2	22,23	12,39	21,35	11,85	9,40	3,00	4,20	19,77
17	24,09	13,72	22,40	12,47	9,74	3,15	4,625	20,44
18	24,30	14,56	25,50	12,74	10,13	3,52	4,87	21,94
24	24,30	15,32	26,63	12,74	10,68	3,60	4,95	22,06

L'équilibre des différents relargages semble être atteint pour les trois sols. Nous constatons une différence considérable entre les quantités mobilisées à partir de N'pourrié (R) par rapport aux deux autres sols. D'autre part les résultats confirment que la composition des eaux est très influencée par la composition du sol. En effet les très fortes teneurs qui ont été identifiées dans les eaux du canal de N'pourrié (R) pour les ions sodium, chlorure, sulfate, nitrate, calcium et magnésium, trouvent largement leur explication dans ces résultats. Tous ces résultats confirment une fois de plus l'hypothèse de la remontée capillaire des sels dans les sols du delta du fleuve Sénégal.

VI.6.4 Conclusion

Les sols du delta du fleuve Sénégal semblent être affectés par les différents types de pollution : traces de PCBs et HPA en plus d'une augmentation remarquable de la concentration de certains anions et cations dont incontestablement NaCl source de la salinité et par conséquent de dégradation des sols. Les pollutions des sols dans le delta affectent plus ou moins les eaux à cause des différents types d'interactions entre les deux. Certaines de ces interactions sont caractéristiques du Sahel tels que les vents et la température. En effet le vent est responsable de l'appauvrissement des sols en matière organique et par conséquent de leur stérilité aux cultures. Si le vent est capable de transporter les matières organiques ou du moins toute la partie superficielle des sols, il sera sans aucun doute l'agent responsable de véhiculer une quantité importante des pesticides lors de leur épandage à différentes fins sur les sols.

Bien que les pesticides que nous avons choisis ne soient pas détectés, il est toujours d'un intérêt incontestable d'étudier leur comportement sur les différents sols que nous avons ciblés dans notre zone d'étude. Cette étude préliminaire nous permettra sans aucun doute de mieux comprendre tel ou tel comportement et de dégager l'influence ou la synergie entre les différents intrants dans les sols étudiés.

VII Etude en laboratoire des pesticides

Le 2,3-dichloropropionanilide (DCPA) est un herbicide alors que Le methylparathion (MP) est un insecticide organophosphoré. Les études sont effectuées sur les matières actives pures des deux pesticides.

VII.1 Etude préliminaire de l'absorption UV

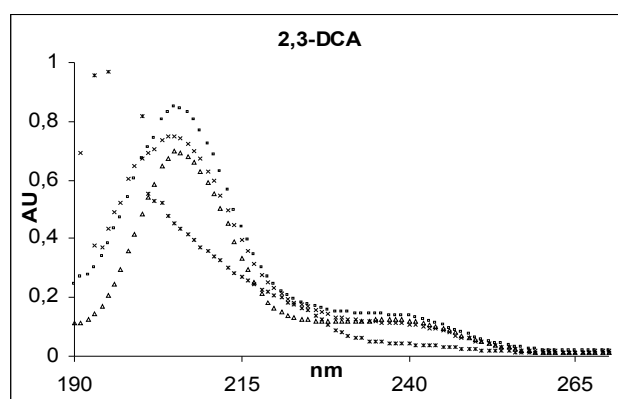
Deux pesticides et leur métabolite seront analysés par HPLC et par conséquent l'étude UV est dispensable pour les quantifier dans la suite du travail. L'influence de la variation du pH sur les différents spectres UV des quatre composés a été mise en évidence.

VII.1.12,3-dichloropropionanilide (DCPA) et son métabolite la 2,3-dichloroaniline.

Dans l'eau ultra pure, les solutions de DCPA et de DCA sont respectivement au pH de 7,34 et 6,20.

L'exploitation des spectres UV a conduit aux résultats rassemblés dans le tableau 12, qui par la suite ont été utilisés pour les analyses HPLC. Les différents spectres sont représentés sur la figure 18.

Figure 18 : les différents spectres du DCPA et du DCA en fonction du pH du milieu



Les spectres du DCPA et DCA aux valeurs étudiées du pH.

On constate que le pH influence peu la longueur λ max et fortement le coefficient d'extinction massique (ϵ) l'absorption du 2,3-DCPA et du 2,3-DCA. L'influence du pH sur λ max est plus importante avec la DCA.

Tableau 12 : Longueur d'onde maximale (λ max) et coefficient d'extinction massique (ϵ) d'adsorption du DCPA et de la DCA à différents pH.

2,3 DCPA	2,3-DCA
----------	---------

PH	C	λ max	ϵ	pH	C	λ max	ϵ
	(mg.L ⁻¹)	(nm)	(L.g ⁻¹ .cm ⁻¹)		(mg.L ⁻¹)	(nm)	(L.g ⁻¹ .cm ⁻¹)
1,35	3.638	205	12,89.10 ⁻²	1,34	3,659	203	14,32.10 ⁻²
2,40	3.638	205	12,67.10 ⁻²	2,42	3,659	205	20,47.10 ⁻²
7,34	3.638	205	10,61.10 ⁻²	6,20	3,659	205	18,99.10 ⁻²
9,66	3.638	205	13,52.10 ⁻²	9,44	3,659	205	23,15.10 ⁻¹
10,49	3.638	200	13,69.10 ⁻²	10,44	3,659	205	22,55.10 ⁻²

On constate que les valeurs de ϵ sont plus importantes pour la DCA que pour le DCPA et elles diminuent ou augmentent pour les mêmes valeurs du pH.

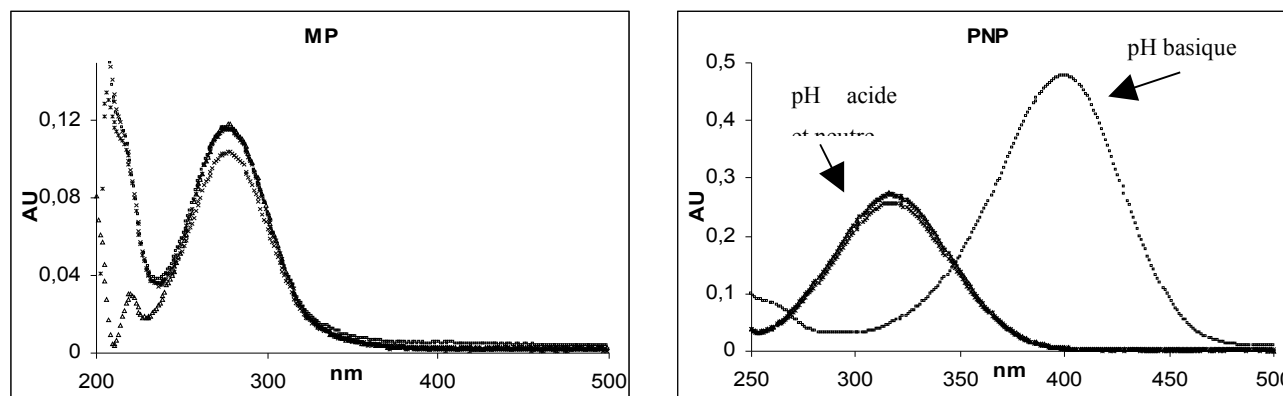
VII.1.2 Methylparathion (MP) et son métabolite le paranitrophénol (PNP).

VII.1.2.1 Obtention des spectres

Dans l'eau ultra pure, les solutions de méthylparathion et de paranitrophénol sont respectivement au pH de 7,66 et 7,42.

L'exploitation des spectres UV a conduit aux résultats rassemblés dans le tableau 13, qui par la suite ont été utilisés pour les analyses HPLC.

Figure 19 : les différents spectres du MP et du PNP en fonction du pH du milieu.



Les Spectres UV du MP et PNP en fonctions des valeurs étudiées du pH.

On constate pour le PNP un point isobestique dont la présence indique la transition entre les espèces phénol qui sont caractérisées par un maximum d'absorbance à 317 nm et phénolates qui sont eux aussi caractérisées par un maximum d'absorbance à 400 nm à ces valeurs du pH.

Les spectres des autres produits ne présentent pas de point isobestique, ce qui laisse penser qu'il n'y a pas de conversion d'une espèce en une autre selon le pH

Tableau 13 : Longueur d'onde maximale (λ max) et coefficient massique (ϵ) d'adsorption du MP et du PNP à différents pH.

Méthylparathion (MP)				Paranitrophénol (PNP)			
PH	C	λ max	ϵ	pH	C	λ max	ϵ
	(mg.L ⁻¹)	(nm)	(L.g ⁻¹ .cm ⁻¹)		(mg.L ⁻¹)	(nm)	(L.g ⁻¹ .cm ⁻¹)
1,47	3.638	276	3,2.10 ⁻²	1,39	4.042	317	6,7.10 ⁻²
2,55	3.638	276	3,0.10 ⁻²	2,43	4.042	317	6,7.10 ⁻²
7,66	3.638	276	3,2.10 ⁻²	7,42	4.042	317	6,8.10 ⁻²
9,80	3.638	276	3,2.10 ⁻²	9,59	4.042	400	1,2.10 ⁻¹
10,52	3.638	276	3,1.10 ⁻²	10,49	4.042	400	1,2.10 ⁻¹

Pour le MP, on peut constater que le pH influence peu l'absorption ; par contre les deux formes acide et base conjuguées du paranitrophénol ont des absorptions différentes.

VII.1.3 Conclusion

L'influence du pH sur le DCPA et la DCA est mise en évidence, elle semble plus conséquente sur la DCA. Une surveillance de la valeur du pH du milieu s'impose en vue d'apporter les éventuelles corrections par ajout de HCl ou de NaOH à ce milieu.

Pour le MP, les spectres UV ne dépendent pas du pH alors que le spectre du PNP dépend du pH par conséquent pour MP, aucune correction ne sera opérée dans les dosages en HPLC alors que pour le PNP il est indispensable de déterminer le pH et par la suite choisir la longueur d'absorbance la mieux indiquée pour doser la forme dans laquelle il se trouve ou mieux ajuster chaque fois le pH par ajout de gouttes de HCl pour les milieux basiques.

VII.2 Dégradation des deux molécules mères en solution aqueuse.

VII.2.1 Introduction à l'étude

Le DCPA est libéré dans l'environnement comme herbicide. La dégradation microbienne sur les sols est mise en avant. Sa demi-vie dans les sols est estimée à 1-3 jours selon les sols. La photo décomposition pourra être importante sur les sols et dans les eaux de surface. Dans l'eau, la dégradation microbienne est plus importante que celle des sols (demi-vie dans de 17-154 h). L'hydrolyse, la volatilisation dans l'eau ne sont pas très importantes. La bio-accumulation dans les poissons paraît négligeable. Dans l'atmosphère le DCPA existera sous forme de vapeur et de particules (demi-vie estimée à 24h). En phase vapeur, il se dégrade rapidement sous l'effet de radicaux photochimiques. La lixiviation et l'adsorption du propanil sur les sols ne sont pas très importantes. Mais sa dégradation conduit à la formation de la DCA qui est susceptible de se métaboliser rapidement en dimère dont l'activité pour les dioxines est reconnue et/ou en 3,3',4,4'-tétrachloroazobenzène qui est un composé cancérigène. Toutes les informations citées ici sont extraites de la fiche documentaire du composé «Spectrum., 2004». Même si le DCPA n'est pas très toxique lui-même, ses métabolites paraissent redoutables pour les êtres vivants en grande majorité. Sa stabilité relative dans les différents compartiments de l'environnement n'est pas importante cependant ses métabolites n'ont pas tous le même comportement et la même durée de vie, ce qui est alarmant.

Le MP a une durée de vie dans l'eau naturelle de 175 jours et un temps de séjour de 10 jours à deux mois selon les sols (Exttoxnet, 2004). Les durées de vie indiquées ici concernent les rejets dans le milieu naturel, car la durée augmente sensiblement si le MP est rejeté à l'abri de la lumière. Les taux d'évaporation du MP à partir des champs de coton traités ont été mesurés 12 heures (12,6 ng.L⁻¹) et 24 heures (0,2 mg. L⁻¹) après, une opération de pulvérisations (Document ICP, 1997). Howard (1989), notait que les demi-vies dans le sol sont de l'ordre 1 à 18 jours dans les conditions du laboratoire, le processus de dégradation faisant intervenir essentiellement l'action microbienne et l'hydrolyse chimique. Dans les écosystèmes aquatiques, l'élimination du MP de la phase aqueuse se caractérise par des valeurs des DT₅₀ de 2 à 22 jours par adsorption sur un substrat organique et par dégradation microbienne. Il signalait enfin que MP était métabolisé rapidement et que sa persistance était peu probable. En effet la valeur du log Kow (3,00-3,43) est très faible. Les rapports de la FAO révèlent plusieurs intoxications dans des foyers surtout aux Etats Unis d'Amérique avant l'année 1997. Les urines des victimes présentaient une anomalie importante en paranitrophénol. Le PNP est métabolisé aussi du MP dans les eaux et sur les sols. Le

paranitrophénol est plus persistant que le MP dans les divers compartiments de l'environnement.

VII.2.2 Dégradation dans l'Eau UP

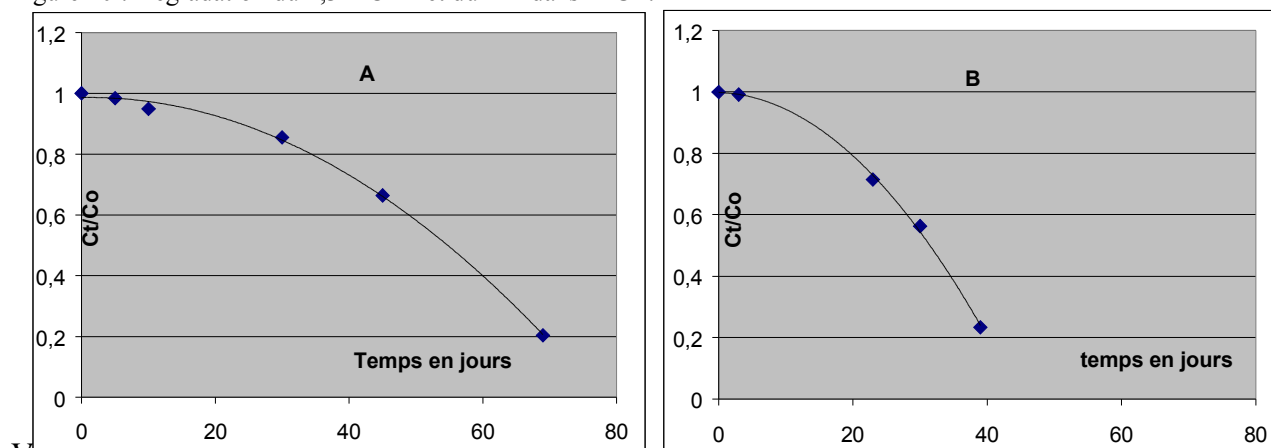
Le suivi des concentrations du MP et de la 2,3-DCPA dans l'EUP a montré leur dégradation dans le temps. L'apparition du PNP dans la solution du MP et la 2,3-DCA dans la solution du 2,3-DCPA a été constatée dès les premiers jours après la mise en solution. La dégradation des deux molécules mères ne semble pas être du premier ordre ; mais la formation des deux métabolites obéit à une cinétique du premier ordre.

VII.2.2.1 Exemples de dégradation

La figure 20 montre la dégradation du DCPA et du MP dans l'EUP.

Les temps ($t_{1/2}$) des demi-vies sont déterminés graphiquement sur les courbes $C_t/C_0=f(t)$.

Figure 20 : Dégradation du 2,3-DCPA et du MP dans l'EUP.



VII.2.2.2 Commentaires

Le $t_{1/2} \pm 2$ jours pour DCPA est de 54 jours contre 32 jours pour le MP dans l'EUP. Par conséquent au vu des résultats on peut conclure que le MP se dégrade plus vite que le 2,3-DCPA dans l'EUP. Les réactions mises en jeu lors des dégradations du MP en PNP et la 2,3-DCPA en 2,3-DCA ne sont pas du premier ordre, ce qui implique que les deux métabolites ne sont pas les seuls composés formés à partir des molécules mères.

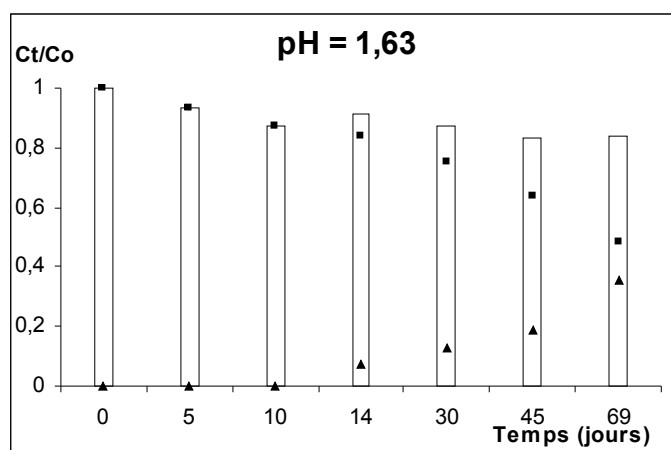
VII.2.3 Influence du pH

VII.2.3.1 Dissipation du 2,3-DCPA en fonction du pH

VII.2.3.1.1 Résultats

La figure 21 représente un exemple de la dégradation du DCPA ainsi que de la formation simultanée de la DCA pour le pH = 1,63

Figure 21 : Bilan de la dégradation du 2,3-DCPA et de la formation de la DCA à pH = 1,63.



□ bilan ■ 2,3-DCPA ▲ 2,3-DCA

VII.2.3.1.2 Commentaires

Pour les différents pH étudiés, les bilans molaires ne sont jamais complets ; ce qui signifie que la DCA n'est pas le seul produit formé lors de la dégradation du 2,3-DCPA. On constate que l'apparition de la DCA est détectée les premiers jours de la dégradation de la molécule mère.

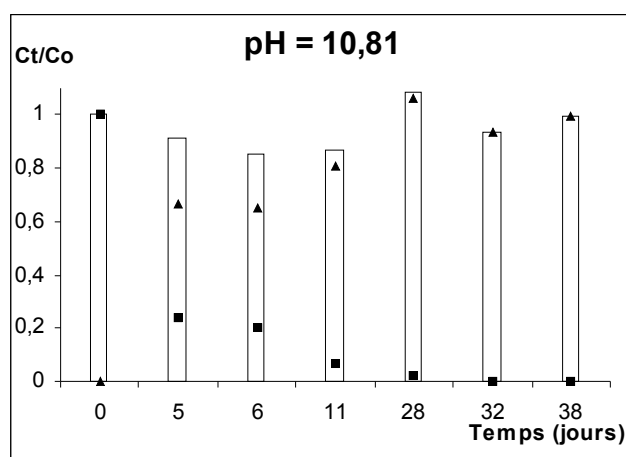
L'influence du pH sur la dégradation du 2,3-DCPA n'est pas très explicite pour les trois pH étudiés ici à savoir pH acide (1,63), neutre (6,29) et basique (10,21). Cependant la disparition semble plus marquée en milieu acide.

VII.2.3.2 Dégradation du MP en fonction du pH

VII.2.3.2.1 Résultats

La figure 22 montre la dégradation du MP et la formation simultanée du PNP dans une solution d'EUP à pH=10,81

Figure 22 : Bilans de la dégradation du MP pH=10,81 et de la formation du PNP.



□ bilan ■ MP ▲ PNP

VII.2.3.2.2 Commentaire

La dégradation du MP paraît rapide dans ce cas, au bout de 5 jours, elle diminue de plus de la moitié de la concentration initiale du MP. Il est donné ici un seul exemple (pour la valeur la plus conséquente) de dégradation du MP en fonction du pH. Le bilan molaire n'est jamais complet lors de la dégradation du MP en PNP ce qui laisse à penser que d'autres métabolites sont formés simultanément.

VII.2.3.3 Conclusion

L'exploitation du modèle d'ordre 1 donne de mauvaises corrélations ce qui confirmerait la simultanéité de plusieurs types de dégradation pour les deux pesticides. Les temps de demi-réactions $t_{1/2}$ ont donc été mesurés graphiquement (± 2 jours) directement sur les courbes pour 50 % de rendement. A pH acide (0,97), le temps de demi réaction $t_{1/2}$ du MP est égal à 44 jours contre seulement 4 jours en milieu basique (10,87). La dégradation du DCPA est plus importante en milieu acide puis en milieu neutre : à pH=6,29 on a $t_{1/2}$ =50 jours contre 65 jours en milieu basique (pH=10,21). A pH basique, le méthylparathion se dégrade très rapidement formant ainsi le paranitrophénol. Ces résultats sont en accord avec ceux décrits par Badawy et El-Dib (1984). On assiste à une déarylation du MP (David et *al.*, 2000) qui apparemment devra conduire au paranitrophénolate ? Cependant, les premiers jours le bilan molaire n'est que de 85%, ce qui pourrait s'expliquer par la formation de métabolites intermédiaires.

DCPA se dégrade plus vite en milieu acide qu'en milieu neutre ou basique. Par ailleurs le bilan molaire de la réaction de dégradation en 2,3-DCA dans tous les milieux n'est pas complet, ce qui pourrait s'expliquer par la formation d'intermédiaires entre les deux composés. La formation des métabolites à savoir la PNP et la DCA obéit à une cinétique du premier ordre pour la période de l'étude.

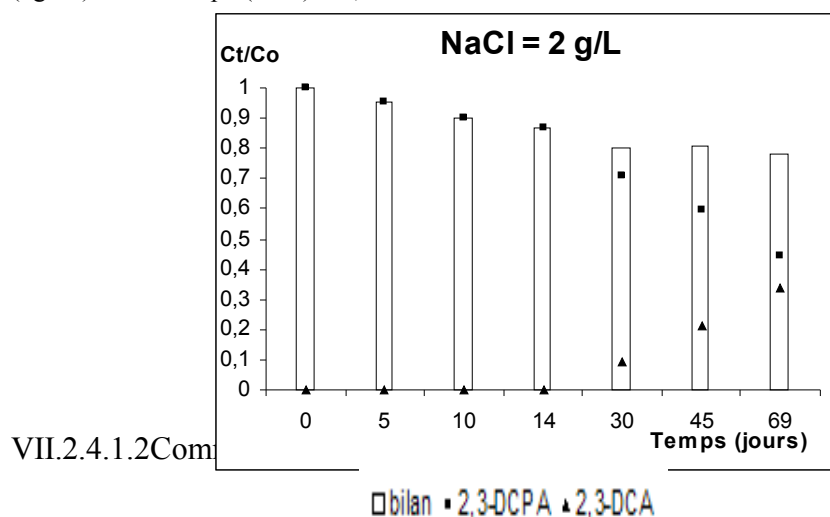
VII.2.4 Influence de la salinité.

VII.2.4.1 Influence sur la dissipation du 2,3-DCPA

VII.2.4.1.1 Les résultats

La figure 23 indique l'influence de la salinité sur la dégradation du 2,3-DCPA et la formation simultanée de la 2,3-DCA. L'exemple donné ici montre la dégradation et la formation pour la concentration de NaCl, la plus conséquente.

Figure 23 : Bilan de la dégradation du 2,3-DCPA et de la formation de son métabolite DCA pour la concentration (2g.L⁻¹) de NaCl à pH(EUP) = 6,21



L'écart molaire entre la quantité dégradée du 2,3-DCPA et la quantité formée de la DCA semble important. La dégradation de DCPA est affectée par la concentration de NaCl ; en effet la dégradation du 2,3-DCPA dans la solution à 10 g.L⁻¹ de NaCl est la plus rapide.

VII.2.4.2 Influence de la salinité sur le MP

VII.2.4.2.1 Les résultats

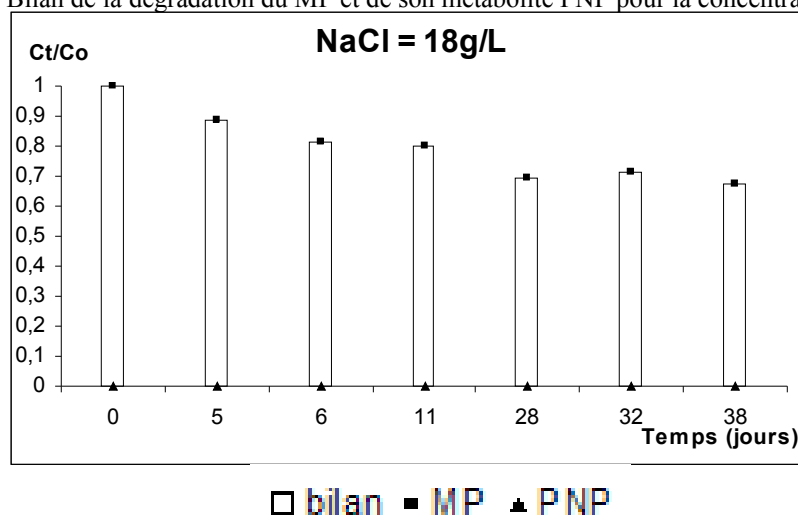
Une première étude a été effectuée avec la même concentration du MP et en faisant varier la concentration de NaCl dans l'EUP et nous avons obtenu les résultats qui sont dressés dans le tableau 14, pour une simulation d'une cinétique du 1^{er} ordre.

Tableau 14 : Caractéristiques de l'influence de la concentration (mg.L⁻¹) de NaCl sur la dégradation du MP (1^{er} ordre).

C _{NaCl} dans l'EUP	0	20	40	60	80	100	120
t _{1/2} ± 3 jours	30	23	19	15	12	11	10
R ²	0.78	0.82	0.90	0.91	0.93	0.95	0.96

Une deuxième étude a été effectuée avec le MP et DCPA avec des concentrations plus conséquentes de NaCl. Les résultats pour la concentration de NaCl la plus importante sont donnés dans la figure 24.

Figure 24 : Bilan de la dégradation du MP et de son métabolite PNP pour la concentration (18 g.L⁻¹) de NaCl.



L'apparition du PNP n'a pas été mise en évidence lors de cette dégradation.

VII.2.4.2.2 Commentaires

Il semblerait que l'augmentation de la concentration de NaCl en solution accélère la dégradation du MP. Plus la concentration de NaCl est importante plus le R² tend vers 1, ce qui implique que plus la concentration de NaCl dans le domaine étudié augmente plus la dégradation du MP se rapproche d'une cinétique du premier ordre. On note cependant que plus la concentration de NaCl augmente plus les valeurs de t_{1/2} se rapprochent les unes des autres, ce qui pourrait signifier qu'il aura un optimum de la concentration de NaCl à partir duquel son augmentation n'aurait plus d'effet sur la dégradation ou même ralentirait la dégradation à cause de l'augmentation significative de la force ionique du milieu.

Le bilan molaire n'est pas complet et semble même diminuer avec le temps. Lors de la dégradation du MP, nous n'avons pas constaté la formation du PNP car la quantification du PNP a été effectuée à la même longueur que le MP, ce qui laisse à penser que la dégradation conduit à des métabolites qui absorbent à une longueur différente. Nous avons par ailleurs

constaté que pour les concentrations de NaCl de 2 g.L⁻¹, 10 g.L⁻¹ et 18 g.L⁻¹ la dégradation du MP est plus lente qu'avec certaines solutions de la première étude. Les R² restent très faibles (<0.80) dans les deux dernières dégradations. De ce constat on note qu'une augmentation importante de NaCl dans l'EUP semble ralentir la dégradation du MP.

VII.2.5 Conclusion

Le DCPA se dégrade moins vite que le MP dans l'EUP. L'influence du pH sur la dégradation du 2,3-DCPA n'est pas très importante; cependant la dégradation du MP est affectée par le pH surtout en milieu basique. La concentration de NaCl favorise la disparition des pesticides surtout pour des concentrations de NaCl inférieures à 2 g.L⁻¹. Il semblerait qu'il y ait une concentration de NaCl comprise entre 0,120- 2,000 g.L⁻¹ pour laquelle la dégradation du MP est une réaction du premier. Les autres dégradations ne sont pas du premier ordre bien que le R² pour certaines d'entre elles soit supérieur à 0.90.

Les deux molécules mères se métabolisent en plusieurs produits dont le PNP pour le MP et la DCA pour le DCPA sont les derniers métabolites.

Il est important de noter que les durées de demi-vie trouvées dans ce cas ne seront pas identiques à celles dans l'eau naturelle surtout que l'action microbienne [Charles et *al.*, (1985) et Ortiz-Hamandez et *al.*, (2003)] et d'autres éléments tel que NaCl ne font aucun doute de la dégradation du MP et du DCPA, d'autre part les formulations mêmes dans lesquelles le MP et Le DCPA peuvent avoir un impact positif ou négatif sur la dégradation de la matière active. Donc les résultats sont en accord avec les données bibliographiques.

VII.3 Etude de l'adsorption sur sol en réacteur discontinu

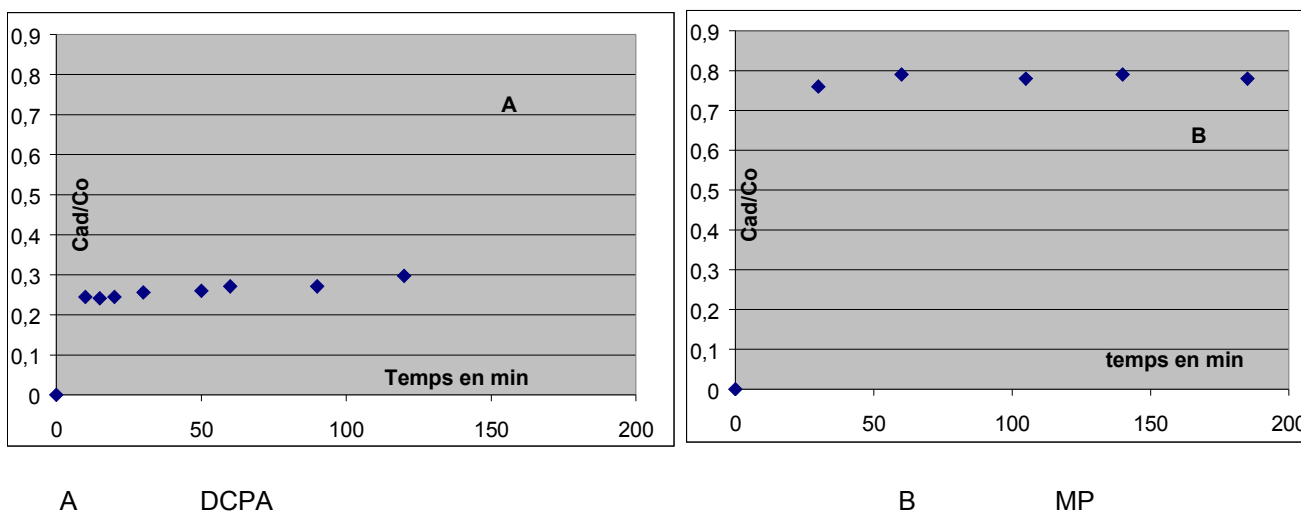
Les sols mauritaniens sont pauvres en matière organique dans l'ensemble. Leur pourcentage de saturation est important. Les teneurs en ions sulfate, chlorure, sodium, magnésium et calcium sont conséquentes. Le pourcentage d'argile est variable selon l'emplacement du sol dans la zone d'étude ainsi que le pourcentage de saturation qui reste important s'il est comparé à celui du sol français (Douglas).

VII.3.1 Etude cinétique

VII.3.1.1 Résultats

Les études cinétiques ont été effectuées pour les deux pesticides en vue de déterminer les temps d'équilibre de chaque pesticide sur les différents sols étudiés. Seul l'exemple de R'kiz pour les pesticides est donné ici figure 25, car c'est le sol le plus riche en matière organique parmi les sols mauritaniens de surface. Le tableau 18 fait ressortir la comparaison des deux cinétiques sur le sol de R'kiz.

Figure 25 : Cinétiques d'adsorption du MP et 2,3-DCPA sur le sol de R'kiz Rk.



Les temps d'obtention de l'équilibre et les pourcentages de l'adsorption sont regroupés dans le tableau 15.

Tableau 15 : Paramètres comparatifs des cinétiques du MP et DCPA sur le sol de R'kiz Rk.

Pesticides	Conc. mg.L ⁻¹	temps d'équilibre d'adsorption ± 5 min	% d'adsorption	vi mg.(L.mn) ⁻¹
MP	2,500	55	80	0.0040
2,3-DCPA	2,674	55	30	0.0010

VII.3.1.2 Conclusion

Le MP s'adsorbe mieux sur le sol de R'kiz que le 2,3-DCPA et sa vitesse d'adsorption est supérieure à la vitesse d'adsorption du DCPA sur le même. Le pourcentage d'adsorption du MP est largement supérieur à celui du DCPA ; ce qui laisse à penser que le MP a plus d'affinité pour le sol R'kiz que le DCPA. Les temps d'équilibre d'adsorption pour les deux matières actives sont sensiblement égaux.

Toutes les autres cinétiques d'adsorption sur les quatre autres sols mauritaniens respectent la même tendance d'adsorption qui se dégage de ces deux cinétiques citées en exemple

VII.3.2 Les isothermes d'adsorption du MP et 2,3-DCPA sur les cinq sols

VII.3.2.1 Les résultats des isothermes directes d'adsorption

Les résultats des différentes isothermes d'adsorption du 2,3-DCPA sur les cinq sols sont regroupés dans la figure 26, et les différentes isothermes directes d'adsorption du MP sur les cinq sols sont présentées sur la figure 27. Elles ont été effectuées avec les mêmes pesées pour les sols Pk55, G, R et Rk alors que pour la tourbe les masses sont différentes, mais les concentrations des deux matières actives pour tous les sols sont identiques.

Figure 26 : Différentes isothermes directes d'adsorption du 2,3-DCPA sur les cinq sols mauritaniens

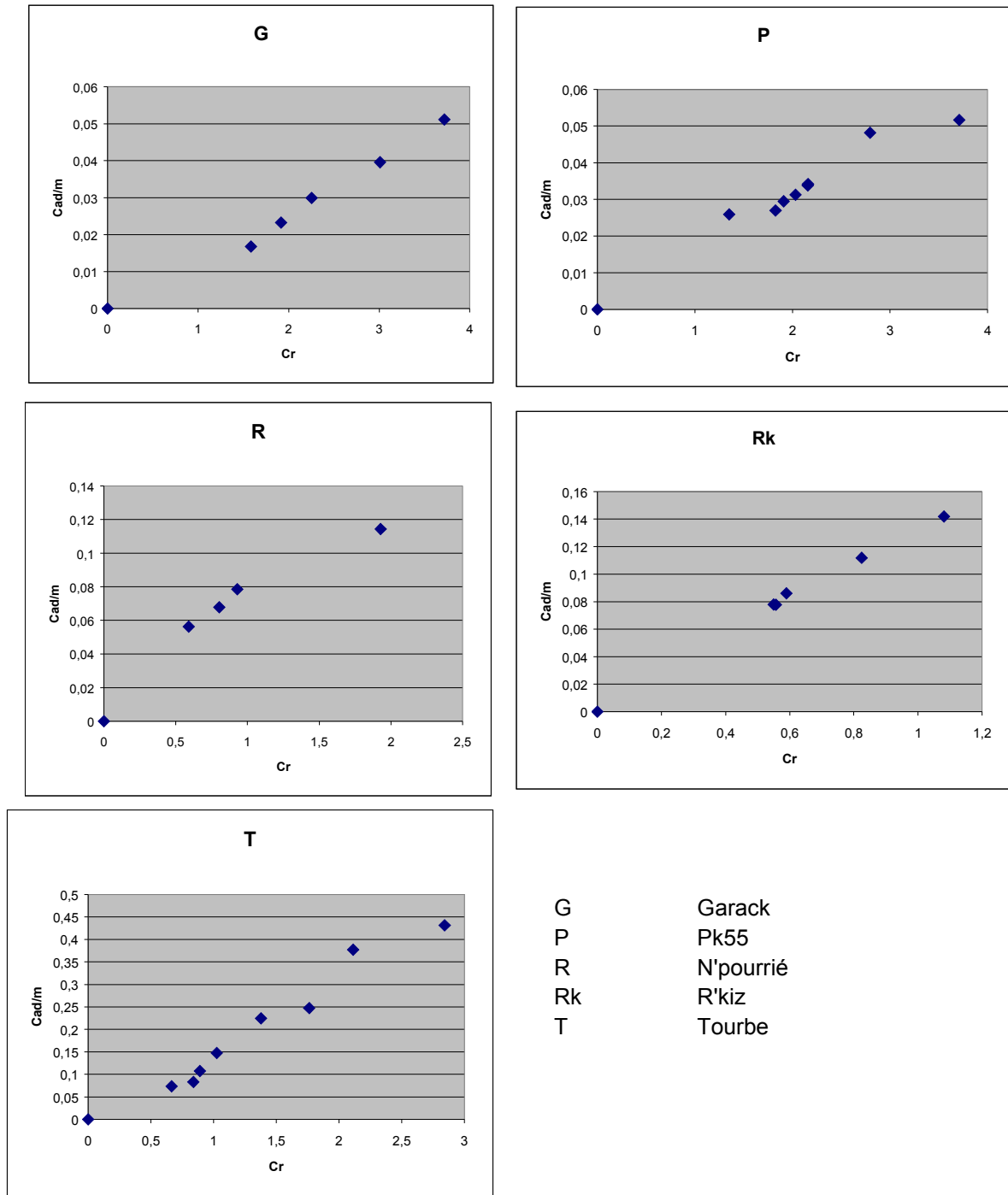
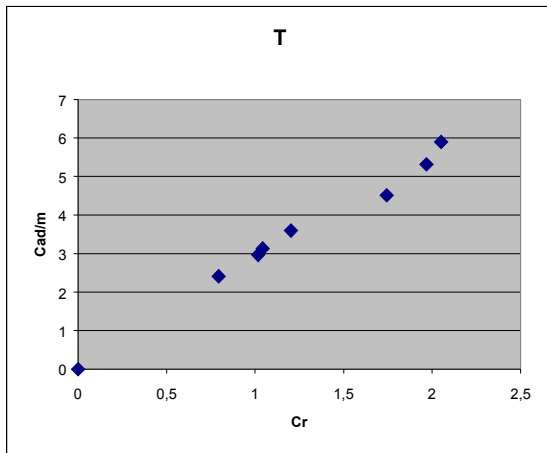
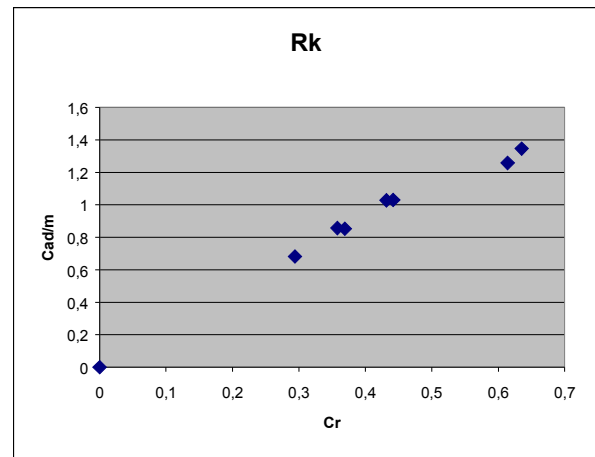
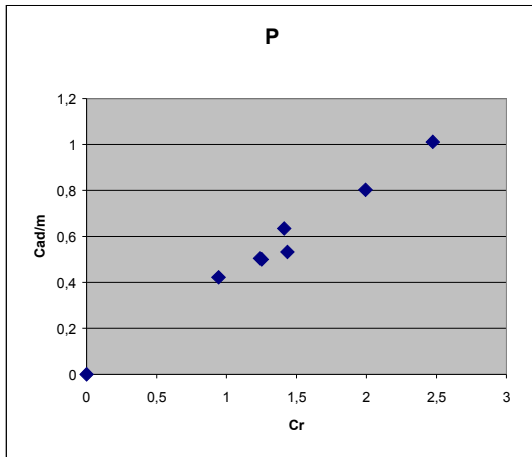
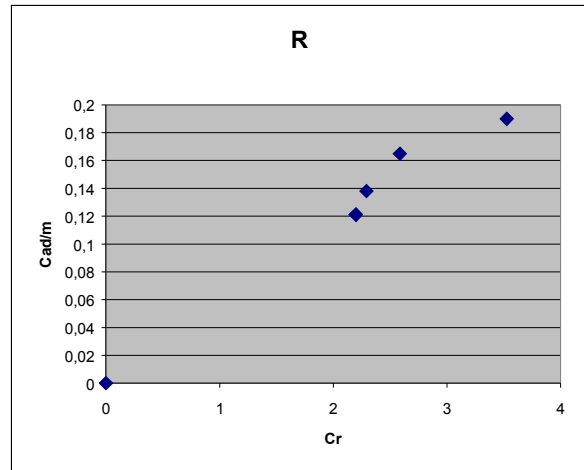
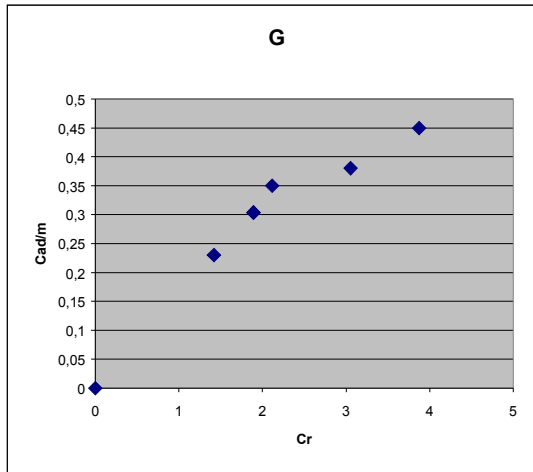


Figure 27 : Différentes isothermes directes d'adsorptions du MP sur les cinq sols mauritaniens.



G	Garack
R	N'pourrié
P	Pk55
Rk	R'kiz
T	Tourbe

Les valeurs de K_D obtenues par linéarisation de l'isotherme directe sont données dans le tableau.16.

Tableau 16 : Les valeurs de K_D obtenues à partir des isothermes directes des deux pesticides sur les différents sols sur les cinq sols mauritaniens Pk55, G, R, T et Rk.

Sols	Pk55 (P)		Garack (G)		N'pourrié ®		Tourbe (T)		R'kiz (Rk)	
	DCP	MP	DCP	MP	DCP	MP	DCP	MP	DCP	MP
$K_D \pm 0,01 \text{mg.L}^{-1}$	0,02	0,41	0,02	0,14	0,07	0,06	0,15	2,8	0,15	2,21
R^2	0,95	0,99	0,98	0,87	0,86	0,98	0,96	0,99	0,99	0,99

Les K_D du 2,3-DCPA sur les différents sols sont faibles Ils sont tous inférieurs à 1 alors que MP a des K_D pour le Rk et T, qui sont supérieurs à deux. Le K_D du MP reste largement supérieur à celui du 2,3-DCPA sur le même sol. Les coefficients de corrélation sont supérieurs à 0,94 à l'exception de ceux du MP sur le sol de Garack et du 2,3-DCPA est le sol de N'pourrié.

VII.3.2.1.1 Discussion

Les isothermes directes des deux pesticides sur les différents sols semblent être de type C à l'exception de celle du MP sur le sol N'pourrié R qui est de type H. La différence importante entre les valeurs trouvées pour K_D pour les deux pesticides montre des comportements différents. Le classement selon la valeur du K_D avec MP par ordre croissant de K_D est le suivant : R, G, P, Rk et T alors que le même classement avec le DCPA et avec la même logique est le suivant : P, G, R, Rk et T. A priori Le classement obtenu pour MP semble suivre la teneur en matière organique exception faite pour les deux premiers dont même la teneur n'est pas trop significative. Alors que celui du DCPA est identique au classement des sols selon leur teneur en azote. Les cinétiques sont en accord avec les résultats obtenus en isothermes directes pour les deux pesticides sur les différents sols.

VII.3.3 Exploitation selon Freundlich et discussion

VII.3.3.1 Résultats

L'exploitation des isothermes selon le modèle de Freundlich a donné les valeurs de K_F et $1/n$ avec le coefficient de corrélation pour chaque sol, regroupées dans le tableau 17.

Tableau 17 : Constantes de Freundlich des pesticides MP et DCPA sur les cinq sols mauritaniens.

Sols	PK 55 (P)		Garack (G)		N'pourrié (R)		Tourbe (T)		R'Kiz (Rk)	
	MP	DCPA	MP	DCPA	MP	DCPA	MP	DCPA	MP	DCPA
$K_F \pm 0,01 \text{mg.L}^{-1}$	0,42	0,18	1,60	0,27	3,48	0,33	1,60	0,41	1,37	0,42
$K_F \cdot 10^{-3} \pm 0,01 \text{mmol.L}^{-1}$	1,60	0,83	6,08	1,24	13,22	1,51	6,08	1,88	5,21	1,93
$1/n \pm 0.01$	0,93	0,84	0,08	1,26	1,30	0,60	0,88	1,25	0,87	0,87
R^2	0,96	0,91	0,92	0,99	0,89	0,99	0,98	0,97	0,98	0,99

VII.3.3.2 Discussion

Si nous faisons le même classement des K_F des pesticides pour les différents sols, nous obtenons pour le 2,3-DCPA : Pk55, G, R, T et Rk alors que pour MP : Pk55, Rk, G, T et R. Les valeurs de K_F suivent le même ordre que les valeurs de K_D et restent inférieures à 1 pour le DCPA. Ainsi l'adsorption du DCPA ne sera pas très importante sur les différents sols mauritaniens étudiés. L'influence de la matière organique sur l'adsorption du MP est bien constatée sur les deux sols riches en matières organiques à savoir la tourbe et le sol R'kiz. L'adsorption du MP sur le R et le Pk55 est influencée par la salinité. Malgré les réserves qui peuvent être émises sur le coefficient de corrélation du MP sur le sol R, l'influence des sels contenus dans le sol sur l'adsorption des deux pesticides apparaît clairement. Si nous jugeons par l'augmentation des K_F des pesticides sur les deux sols à savoir le Pk55 et le R, nous pouvons conclure sans aucune ambiguïté que l'influence des sels est plus importante sur l'adsorption du MP que sur celle du 2,3-DCPA ; ce constat paraît en parfait accord avec les résultats obtenus dans l'influence de NaCl sur les deux pesticides. Cette influence est confirmée par les différents comportements du 2,3-DCPA sur les trois sols Pk55, Rk et T. En effet si nous les comparons par les trois facteurs que nous avons identifiés capables d'influencer l'adsorption du 2,3-DCPA à savoir la teneur en azote, pourcentage d'argile et la matière organique du sol, l'égalité paraît quasi impossible parce que les teneurs de Rk et de T les placeront avant le Pk55 donc un quatrième paramètre rentre en compétition. Ce paramètre est la teneur en sels du sol, mais la tourbe est plus riche en sels que Pk55 selon les caractéristiques des sols ; mais sa teneur la place dans les domaines où l'influence de NaCl est en régression comme l'ont montré les cinétiques de dégradation.

Selon les valeurs de $1/n$ on peut classer les comportements ainsi :

- $1/n < 1$ pour Le MP sur les cinq sols à l'exception du sol R et pour 2,3-DCPA sur Pk55, R et Rk : l'adsorption diminue avec l'augmentation de la concentration en soluté c.a.d que l'adsorption est plus importante pour les faibles concentrations.
- $1/n > 1$ pour 2,3-DCPA sur G, et T : l'adsorption augmente avec l'augmentation de la concentration en soluté c.à.d l'adsorption est plus importante pour des concentrations élevées.

Si le $1/n$ est différent de 1, on peut conclure qu'il n'y a pas de linéarisation pour l'isotherme en question.

Les différentes allures des isothermes confirment le comportement différent des deux matières organiques sur les cinq sols mauritaniens.

Les comportements des deux pesticides sur les sols sont affectés par la taille des molécules. En effet la molécule du MP dont la taille est très importante s'adsorbe mieux pour les concentrations faibles alors que le 2,3-DCPA sur certains sols son adsorption augmente avec sa concentration en solution.

VII.3.4 Paranitrophénol

Suite à l'étude des deux composés nous avons constaté que le MP et 2,3-DCPA se dégradent en milieu salé et nous avons identifié, le dernier métabolite de chacun mais il est évident que la dégradation du MP était la plus conséquente surtout lors de l'étude en réacteur dynamique sur les sols riches en NaCl tel que le R. Le MP admet comme métabolite le Paranitrophénol (PNP). Il serait important de voir le comportement du PNP sur certains des sols déjà étudiés.

VII.3.4.1 Isothermes directes d'adsorption du PNP sur les sols.

VII.3.4.1.1 Résultats

Pour cette étude nous avons choisi trois sols parmi ceux précédemment étudiés les isothermes directes sont regroupées dans la figure 28. Les isothermes ont été effectuées dans des conditions similaires à celle de l'étude de la molécule mère. Les valeurs de K_D déterminées par linéarisation des isothermes directes, sont données avec les coefficients de corrélation dans le tableau 18.

Figure 28 : Isothermes directes du PNP sur les sols de Pk55, G, et R.

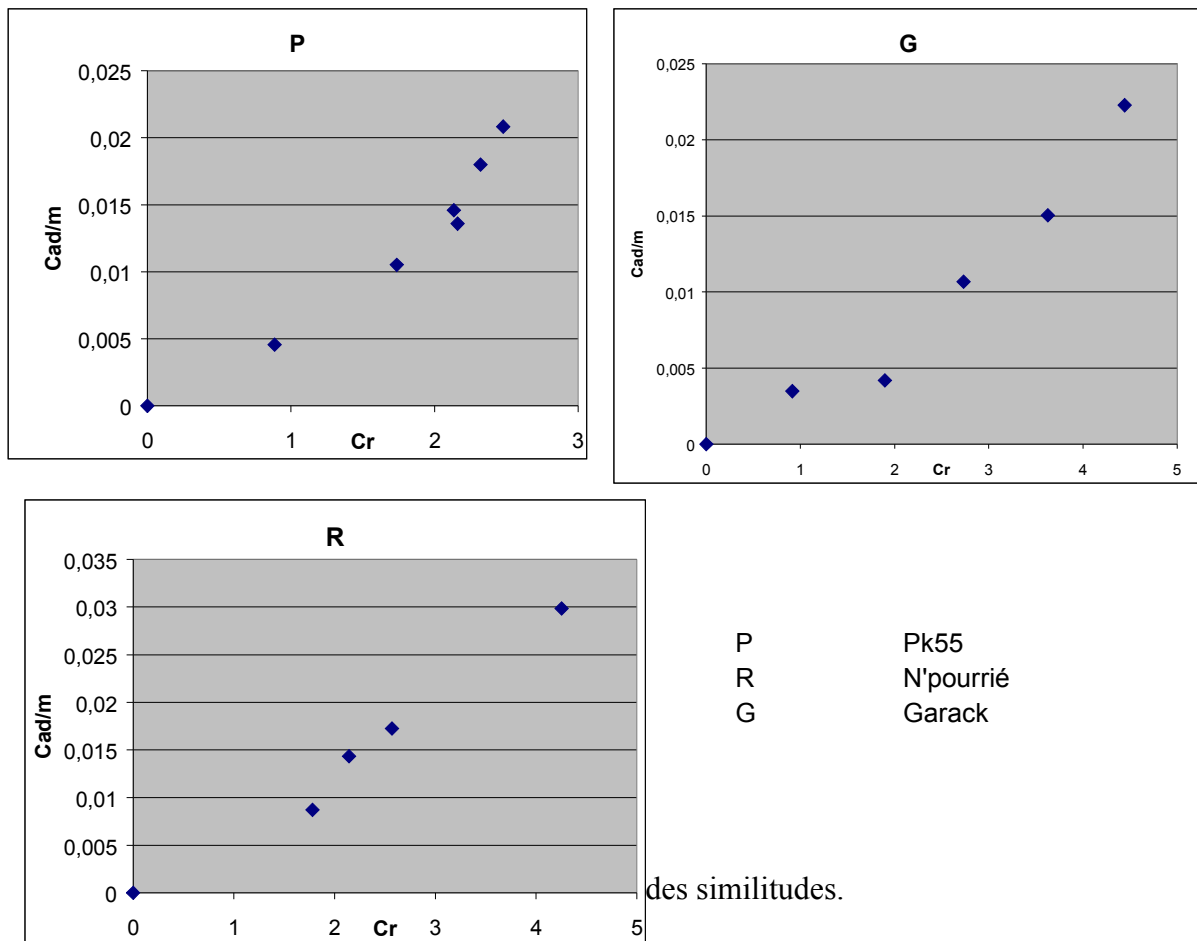


Tableau 18 : Valeurs de K_D identifiées à partir des isothermes directes du PNP sur les trois sols étudiés.

Sols	Pk55 (P)	Garack (G)	N'pourrié (R)
$K_D \pm 0,01 \text{ mg.l}^{-1}$	0,02	0,02	0,02
R^2	0,99	0,88	0,95

Les valeurs de K_D sont identiques pour les trois sols ; cependant les coefficients de corrélation sont différents. Les différentes formes des trois isothermes directes sont en accord avec la valeur de K_D .

VII.3.4.1.2 Discussion

Le PNP paraît avoir le même comportement sur les trois sols étudiés, en effet les allures des courbes des différentes isothermes directes sont identiques à des échelles différentes. A juger par les isothermes directes seules le PNP aura un comportement identique sur les trois sols.

VII.3.4.2 Exploitation de Freundlich et discussion

VII.3.4.2.1 Résultats

Les constantes de Freundlich du PNP sur les trois sols étudiés sont regroupées dans le tableau 19 avec les coefficients de corrélation.

Tableau 19 : Constantes de Freundlich du PNP sur les trois sols étudiés en réacteur discontinu.

Paramètres	Pk55	Garack G	N'pourrié
$K_F \pm 0.01 \text{ ml.g}^{-1}$	0,37	0,56	0,02
$K_F \cdot 10^{+3} \pm 0.01 \text{ mmol.g}^{-1}$	2,66	4,03	0,14
$1/n \pm 0.01$	1,41	1,21	1.32
R^2	0,99	0,88	0,95

VII.3.4.2.2 Discussion

Le PNP s'adsorbe mieux sur le sol Garack que sur les deux autres sols. Le P adsorbe mieux le PNP que le sol R. Pour les deux sols P et R, l'adsorption du PNP est fonction de la teneur en matière organique du sol, en effet le P est plus riche en matière organique que le R. Le pouvoir d'adsorption du sol évolue dans le même sens que l'acidité du sol pour le P et R. On constate une meilleure adsorption du PNP sur le sol Garack qui pourrait à priori s'expliquer par la différence entre lui et les deux autres de la salinité.

Toutes les isothermes sont de type concave S ce qui signifie que l'adsorption du PNP augmente avec sa concentration en soluté. Malgré une adsorption faible les différentes valeurs de $1/n$ montrent l'affinité du PNP pour les trois sols.

VII.3.5 Conclusion

L'adsorption des pesticides sur les différents sols est affectée par plusieurs facteurs. L'adsorption du 2,3-DCPA est favorisée par la teneur du sol en fraction argileuse et en matière organique. La salinité affecte l'adsorption du 2,3-DCPA. Sur les sols G, R et T l'adsorption croît avec l'augmentation de la concentration du pesticide en soluté alors que pour les deux autres sols c'est l'inverse.

Le MP a une grande affinité pour la matière organique contenue dans le sol. Plus elle est importante mieux il s'adsorbe. Cependant son adsorption est meilleure pour des faibles concentrations sur les cinq sols d'une part, d'autre part son adsorption est affectée par la présence de NaCl en quantité plus ou moins importante dans le sol. La taille de sa molécule semble être un facteur limitant de son adsorption sur les différents sols pour les concentrations conséquentes.

L'adsorption du PNP sur les sols est fonction de leur teneur en matière organique. Plus le sol est riche en matière organique mieux le PNP s'adsorbe (le sol de Garack est pauvre en matière organique et l'adsorption du PNP sur ce sol est dû à d'autres constituants). L'augmentation de la concentration du PNP en solution augmente son adsorption. Il se pourrait aussi que l'adsorption du PNP soit corrélée à l'acidité du sol c.a.d plus le sol est acide mieux le PNP s'adsorbe.

VII.4 Etude en réacteur dynamique sur colonne de sols

Les sols mauritaniens se caractérisent par :

- un faible pourcentage de matière organique dans l'ensemble ;

- un taux d'argile variable selon l'emplacement du sol dans la zone d'étude ;
- une capacité CEC variable selon le sol et un taux de saturation élevé pour l'ensemble;
- une importante concentration en ions qui est légèrement variable en fonction de la zone d'échantillonnage.

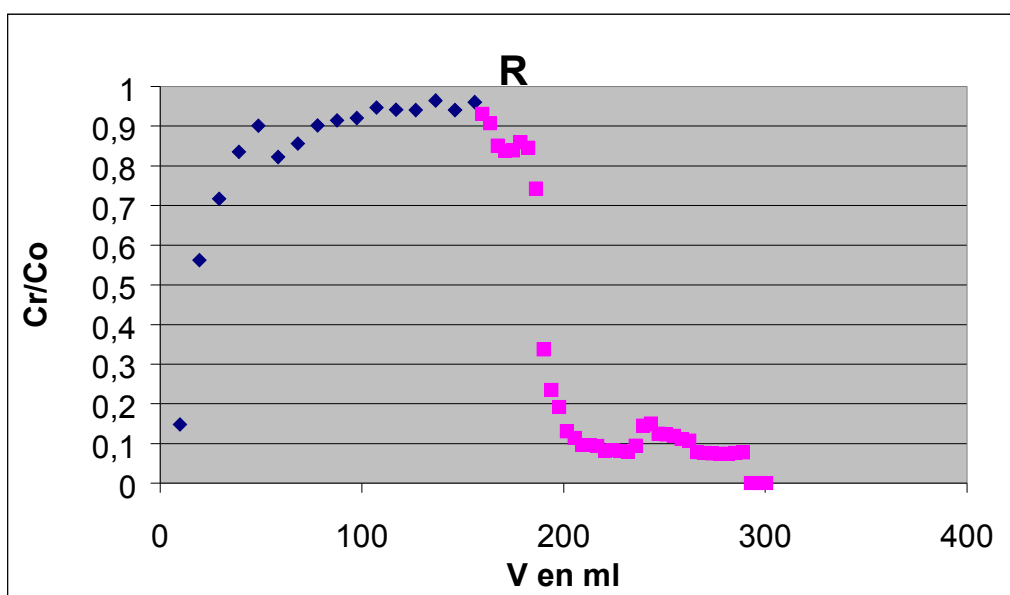
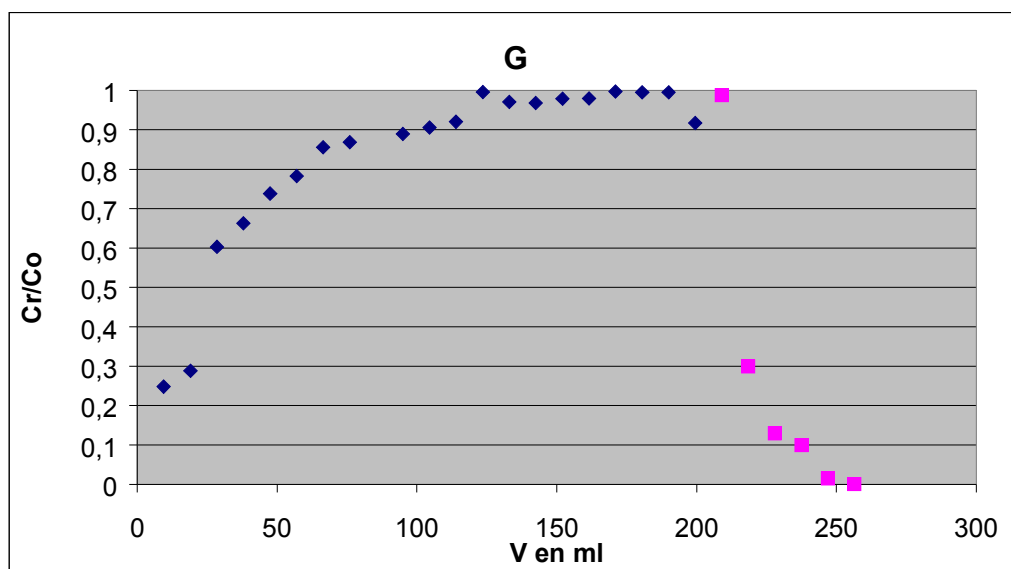
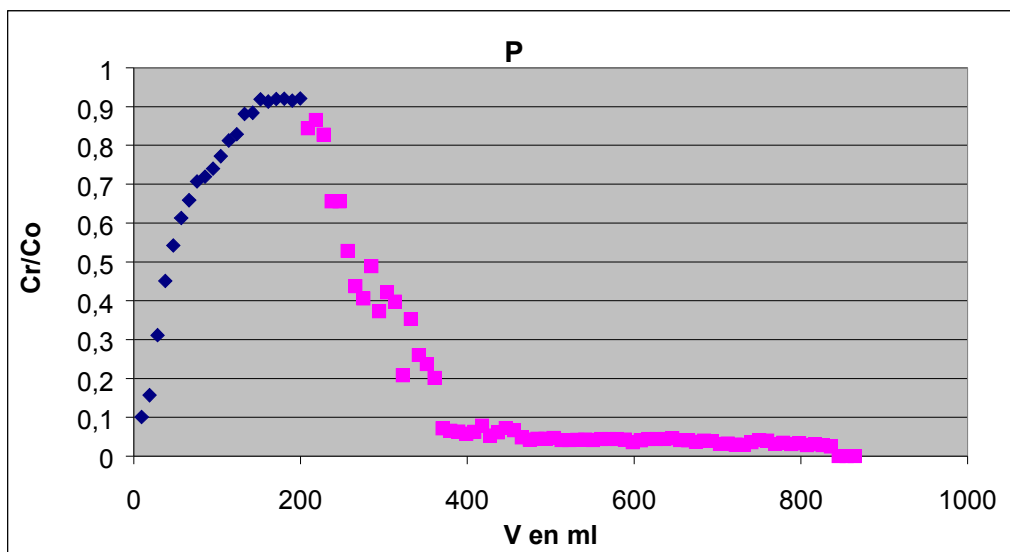
En plus des cinq sols mauritaniens un sol limousin (Douglas) a été étudié lors de l'étude du 2,3-DCPA en réacteur dynamique, en effet il est intéressant de comparer le comportement du 2,3-DCPA sur ce sol à celui des sols mauritaniens

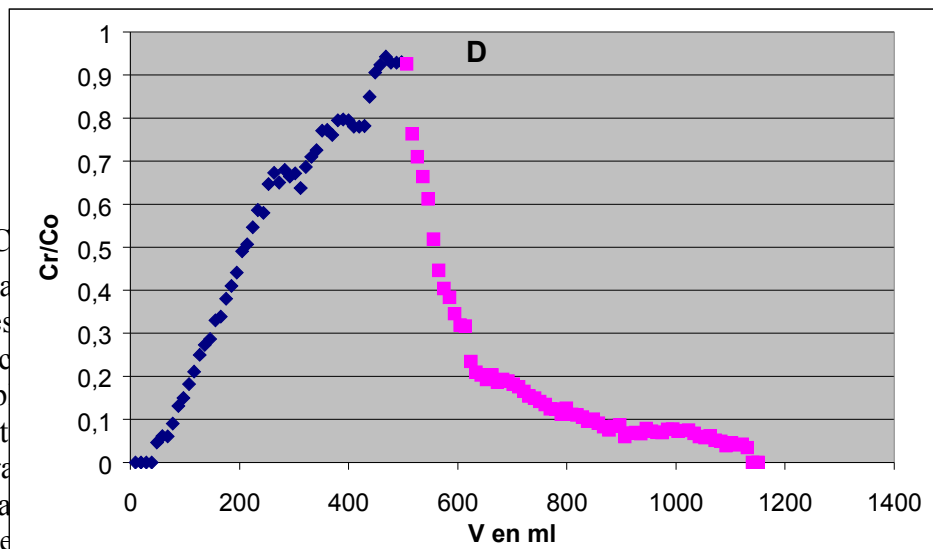
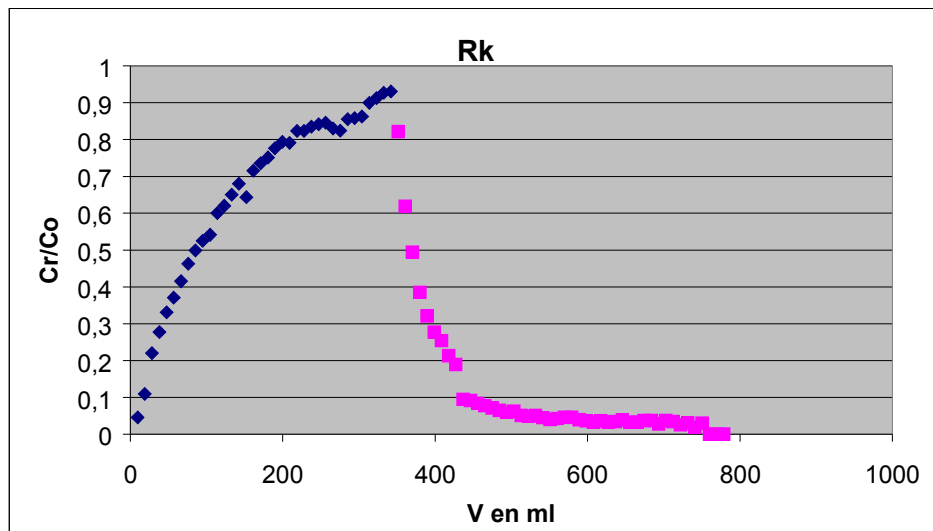
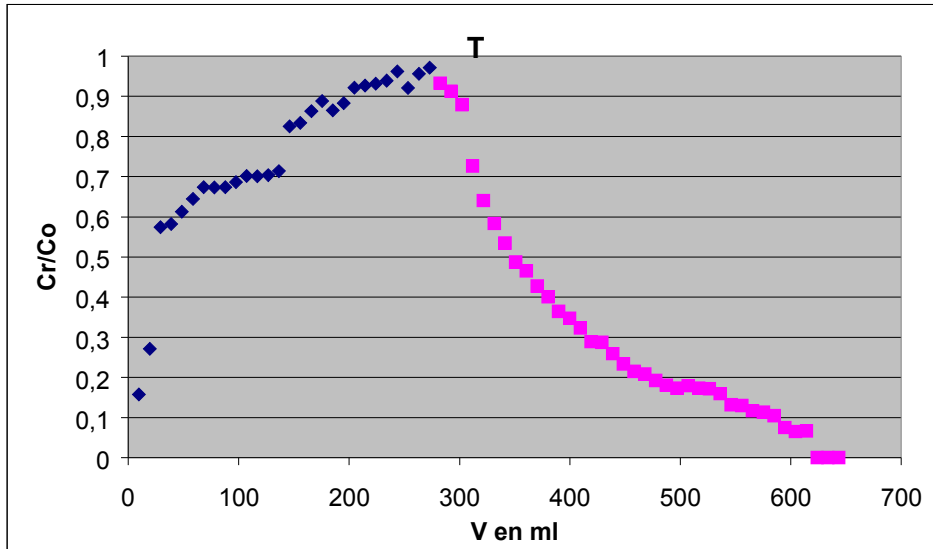
VII.4.12,3-dichloropropionanilide (DCPA)

VII.4.1.1 Résultats

Les courbes de percée et de fuite du 2,3-DCPA sur les différents sols sont données en figure 29. Les différentes courbes montrent l'adsorption du DCPA sur les cinq sols mauritaniens et sur le sol limousin Douglas. La fuite du DCPA dans l'EUP des différents sols est donnée.

Figure 29 : Courbes de percée et de fuite du 2,3-DCPA sur les cinq sols mauritaniens et le sol limousin.





VII.4.1.2C

L'a...
 mais à des...
 parfait acc...
 Douglas p...
 semblerait...
 Plus la fra...
 DCPA s'a...
 importante

limite de 1...
 ultat est en...
 r le sol de...
 2,3-DCPA...
 ns les sols...
 eux le 2,3-...
 e être plus...
 es courbes

de fuite sont rapides au début et lentes en fin de course ; elles sont caractérisées par l'hystérésis sauf pour le sol de Garack où la descente est rapide. Ce phénomène suggère la présence des liaisons de faibles énergies entre la matière active et les constituants du sol. L'affinité du 2,3-DCPA pour la fraction argileuse du sol et sa matière organique semble être

confirmée par l'adsorption et la fuite de ce même pesticide du sol de Douglas ; en effet l'adsorption 2,3-DCPA sur Douglas est plus importante que sur les cinq sols mauritaniens et le phénomène de l'hystérésis observé lors des fuites est plus marqué dans ce cas. Douglas (sol limousin) est plus riche en matière organique que les cinq sols mauritaniens. Les désorptions du DCPA du Pk55 et du Rk présentent deux traînées très importantes qui semblent prouver les liaisons physiques entreprises entre le 2,3-DCPA et la fraction argileuse du sol, en effet le Pk55 et le Rk ont sensiblement le même pourcentage (56 pour P et 57 pour Rk) de fraction argileuse.

VII.4.1.3 Bilan et rétention par le sol

VII.4.1.3.1 Quantités de 2,3-DCPA adsorbées sur les différents sols

Les courbes d'adsorption du 2,3-DCPA sur les sols permettent par intégration d'accéder aux quantités d'adsorption du pesticide sur les sols étudiés. Les résultats sont donnés dans le tableau.20.

Tableau 20 : Caractéristiques d'adsorption du 2,3-DCPA sur les six sols étudiés en réacteur dynamique et rappel de quelques caractéristiques* des sols.

Sol	Masse de sol (g)	Quantité percolée (µg)	Quantité Adsorbée (µg)	% fixé	Capacité d'adsorption µg.g ⁻¹	MO* %	AG* %	Sat* %	CEC* méq/100g
Pk55	6,08	981,0	340,3	34,7	55,9	2,1	56,0	241	18,4
Garack G	10,60	706,8	185,9	26,3	17,5	0,2	10,1	141	3,3
N°pourr. R	10,30	274,1	84,1	30,7	8,2	0,5	30,0	182	10,5
Tourbe T	5,00	1142,7	329,5	28,8	65,9	15,8	23,6	905	19,3
R°kiz Rk	6,74	2077,7	714,3	34,4	106,0	3,1	57,4	98	25,4
Douglas D	5,06	2224,0	1110,8	49,5	219,5	22,7	15,6	4,2	24,6

A partir de la capacité d'adsorption, le classement d'adsorption suivant est montré: le sol Douglas adsorbe une quantité du 2,3-DCPA presque double de celle adsorbée respectivement par Rk, Garack absorbe 2 fois plus que N°pourrié. La quantité adsorbée paraît en corrélation avec la teneur en argile et en matière organique. La faible capacité du 2,3-DCPA sur le sol R pourra être due à l'influence de NaCl.

VII.4.1.3.2 Paramètres de désorption du 2,3-DCPA des différents sols.

Les quantités désorbées du 2,3-DCPA des différents sols, sont données dans le tableau 21

Tableau 21 : Bilan de désorptions du 2,3-DCPA sur les six sols étudiés en réacteur dynamique.

Sol	Masse du sol g	Volume ml	Quantité du pesticide désorbé µg	Quantité du pesticide adsorbé µg	%-de désorption
Pk55	6,08	646	98,2	340,3	28,9
Garack	10,60	58	14,5	185,9	7,8
N°pourrié	10,30	136	37,7	84,1	44,8
Tourbe	5,00	352	112,5	329,5	34,1
R°kiz	6,74	420	48,8	714,3	6,8
Douglas	5,06	642	174,6	1110,8	15,6

Plus le sol a d'affinité pour le pesticide plus le temps de désorption est important. Ce qui indiquerait que les liaisons entre le sol et le pesticide ont une énergie basse qui pourra être compensée par l'énergie de solvation. D'autre part, le pourcentage de désorption paraît étroitement lié à la quantité des sels dans le sol. Plus le sol est riche en cations et anions mobilisables dans l'eau plus la quantité de 2,3-DCPA est désorbée ce qui laisse à penser que le 2,3-DCPA est entraîné des sols par les sels solubles dans l'eau. Les pourcentages de désorption de la tourbe, de N'pourrié et Pk55 plaident en faveur de cette hypothèse.

VII.4.1.4 Conclusion

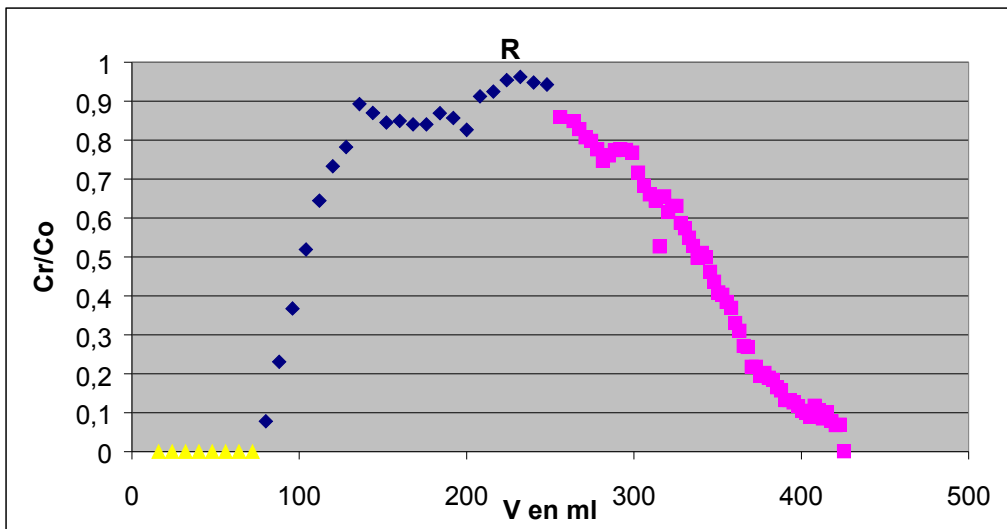
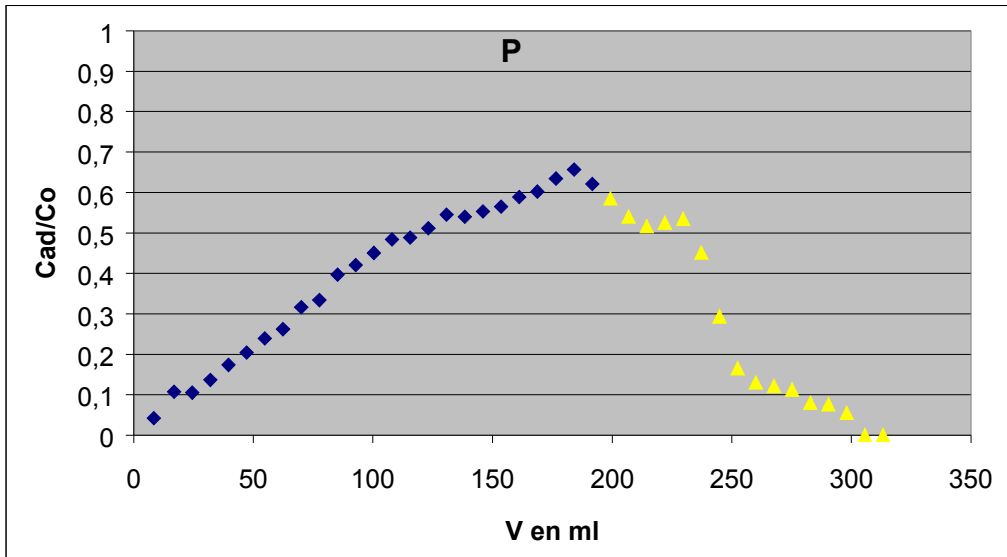
Les résultats obtenus en réacteurs continus pour le 2,3-DCPA confirment ceux obtenus pour les réacteurs discontinus. L'affinité du 2,3-DCPA pour la fraction argileuse et la matière organique est confirmée avec une affinité plus importante pour la première. Les désorptions montrent que les liaisons physiques sont établies entre la molécule et la fraction argileuse du sol. D'autres liaisons physiques entre la matière organique du sol et le 2,3-DCPA ne sont pas à exclure cependant celles avec la fraction argileuse paraissent plus explicites. L'influence du sel mobilisable à partir des sols sur l'adsorption et la fuite est confirmée par le comportement des sols riches en NaCl à savoir T, R et Pk55..

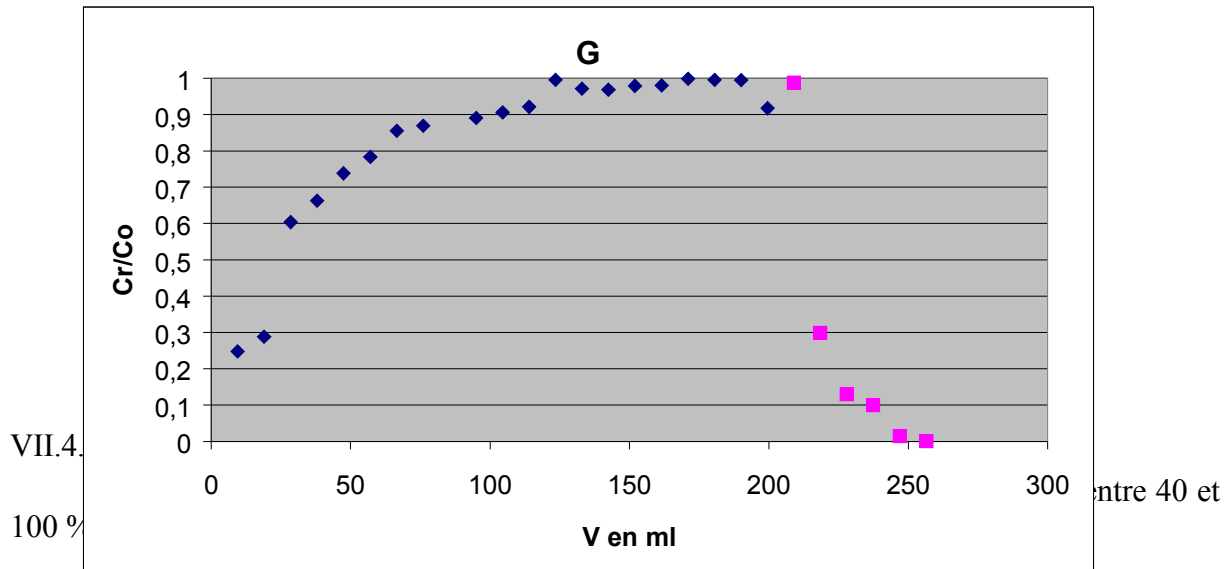
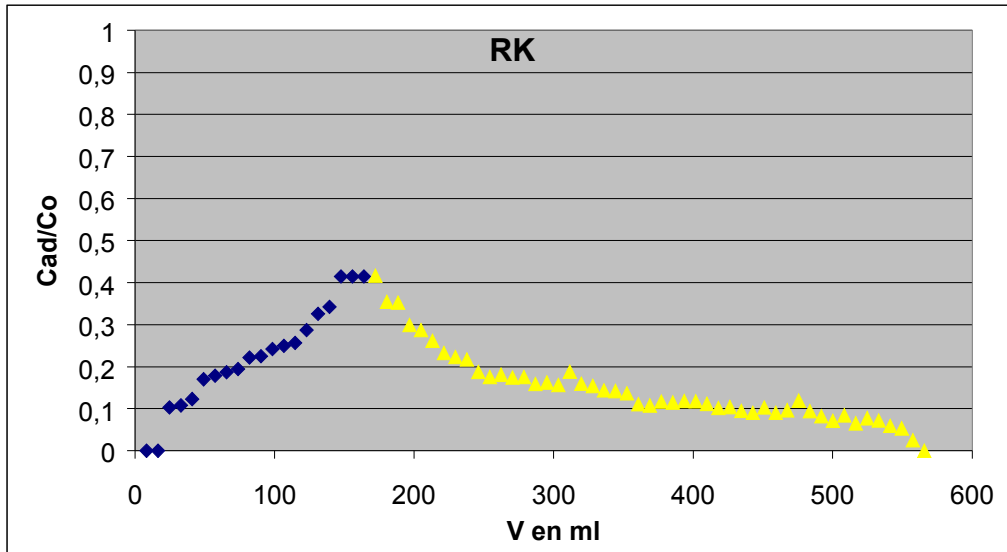
VII.4.2 Méthylparathion

VII.4.2.1 Résultats

Il est important de noter ici que l'étude en réacteur continu était difficilement réalisée pour certains sols, pour d'autres, elle n'a pas pu être réalisée. Les courbes de percée et de fuite sont représentées sur la figure 30. Elles indiquent le comportement du MP lors de l'adsorption sur quatre sols mauritaniens et sa désorption des sols dans l'EUP.

Figure 30 : Courbes d'adsorption et de désorption du MP sur quatre sols mauritaniens.





VII.4. L'équilibre croissant d'adsorption du MP sur les quatre sols est le suivant : G, R, P et 100 % entre 40 et
 100 %
 RK. Plus le sol est riche en matière organique plus l'équilibre d'adsorption est faible. L'influence de la salinité sur l'adsorption du MP est explicite dans l'adsorption du MP sur R. En effet les premières solutions percées à travers la colonne de R seront chargées en NaCl donc même si elles contenaient du MP il pourra se dégrader avant les analyses des solutions. Les concentrations nulles qui sont observées au début de la courbe de percée du R, confirment cette hypothèse ; et la pente de la percée du MP sur P en atteste. D'autre part, nous n'avons pas pu obtenir de résultats pour la Tourbe qui est la plus riche en NaCl et en matière organique, probablement pour la raison énoncée en haut. Les fuites sont plus lentes dans l'ordre décroissant suivants : Rk, P, R et G avec des hystéresis pour Rk et Pk55. Cet ordre décroît dans le même sens que la teneur en matière organique du sol, ce qui confirme notre hypothèse que le MP a une grande affinité pour la matière organique contenue dans le sol. Ce résultat est en accord avec les résultats trouvés dans l'étude en réacteur discontinu.

VII.4.2.3 Bilan d'adsorption et de rétention par le sol

VII.4.2.3.1 Récapitulatif de l'adsorption du MP sur les sols.

Les valeurs caractéristiques du MP sur les deux sols dont l'équilibre d'adsorption est proche de 1 sont données dans le tableau 22. En effet les bilans ne peuvent être dressés que pour ces deux sols car le sol P et le sol Rk ont des équilibres d'adsorption très faibles.

Le bilan de désorption est donné dans le tableau 23.

Tableau 22 : Caractéristiques d'adsorption du MP sur les deux sols Garack et N'pourrié en réacteur dynamique et rappel de deux caractéristiques* de sol.

Sols	Masse g	Quantité percolée µg	Quantité adsorbée µg	% fixé	Capacité d'adsorption µg.g ⁻¹	MO*	MgO*
Garack G	10,60	112,2	35,3	31,5	3,3	0,2	431
N'pourrié R	10,30	409,0	188,8	46,2	18,3	0,9	2562

Les capacités d'adsorption des sols semblent corrélées avec leur teneur en matière organique. Plus le sol est riche en matière organique plus sa capacité d'adsorption pour le MP est grande. Bien que dans les sols, la teneur en argile évolue dans le même sens que leur teneur en matière organique l'influence de la fraction argileuse n'est pas négligeable par rapport à la matière organique au vu de ces deux résultats, le sol R est trois fois plus riche en argile que G. Les pourcentages fixés semblent en accord avec les capacités d'adsorption et en étroite corrélation avec la salinité des sols. Les caractéristiques d'adsorption du MP sur R seront incontestablement affectées par la salinité par rapport à celles du MP sur le sol G.

VII.4.2.3.2 Bilan de désorption du MP des sols

Tableau 23 : Paramètres de désorption du MP des deux sols Garack et N'pourrié en réacteur dynamique.

Sols	Masse g	Volume de désorption mL	Quantité adsor. µg	Quantité désorbée µg	% de désorption.
Garack G	10,60	48	35,3	20,8	58,9
N'pourrié R	10,30	176	188,8	150,2	79,5

Les pourcentages de désorption n'évoluent pas de la même façon que les capacités d'adsorption des sols. Ce qui peut s'expliquer par la formation des liaisons à énergie importante du MP avec certains constituants du sol. Le sol R serait le sol qui forme de telles liaisons avec le MP, or la différence importante entre lui et le sol G c'est leur salinité. On pourra aisément conclure donc que la salinité favorise l'adsorption du MP mais ce constat paraît incohérent dans ce cas parce que les sels seront eux-mêmes lessivés en grande partie lors des premiers percolâts. L'hypothèse qui semble la plus fiable, est que le MP se dégrade en d'autres métabolites à cause de la salinité. La quantité dégradée sera toujours considérée comme adsorbée d'où l'incohérence.

VII.4.2.4 Bilan d'adsorption et de désorption à 40% d'équilibre.

Même si les adsorptions et désorptions sont rapportées au même pourcentage d'équilibre pour les différents sols, les paramètres d'adsorption et désorptions y sont affectés mais l'ordre d'adsorption et de désorption qui était établi pour les différents sols ne change pas. Pour comparer les paramètres d'adsorptions et de désorptions du MP sur les différents sols, nous avons effectué un bilan des courbes de percée et de fuite des sols P, G et R à 40% qui est la valeur maximale obtenue pour Rk. Les résultats sont regroupés dans le tableau 24 pour l'adsorption et le tableau 25 pour la désorption.

Tableau 24 : Caractéristiques à 40 % d'adsorption du MP sur les quatre sols mauritaniens étudiés en réacteur dynamique et rappel de quelques caractéristiques* de sol.

Sols	Masse g	Quantité percolée. µg	Quantité adsorbée µg	% fixé	Capacité d'adsorption µg g ⁻¹	MO* %	CEC* méq
Pk55	6,08	137,7	107,9	78	17,7	2,1	18,4
Garack G	10,60	42,1	29,0	69	2,7	0,2	3,3
N'pourrié R	10,30	158,5	143,7	91	14,0	0,9	10,5
R'kiz Rk	6,74	277,3	182,3	66	27,0	3,1	25,4

Les caractéristiques de désorption sont données dans le tableau 25.

Tableau 25 : Paramètres à 40 % de désorption du MP des quatre sols mauritaniens étudiés en réacteur dynamique et rappel de la teneur en chlorures* du sol.

Sols	Masse g	Volume d'EUP ml	Quantité adsorbée µg	Quantité désorbée µg	% de désorption	Cl* ppm
Pk55	6,08	108	107,9	11,3	11	14827
Garack G	10,60	24	29,0	6,1	21	1467
N'pourrié R	10,30	72	143,7	19,0	13	27274
R'kiz Rk	6,74	396	182,3	57,8	32	857

VII.4.2.5 Conclusion

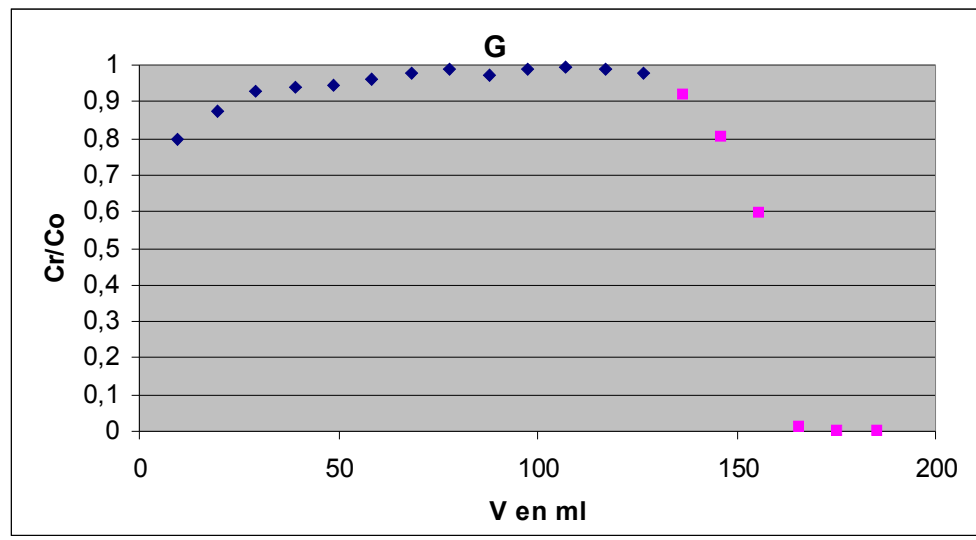
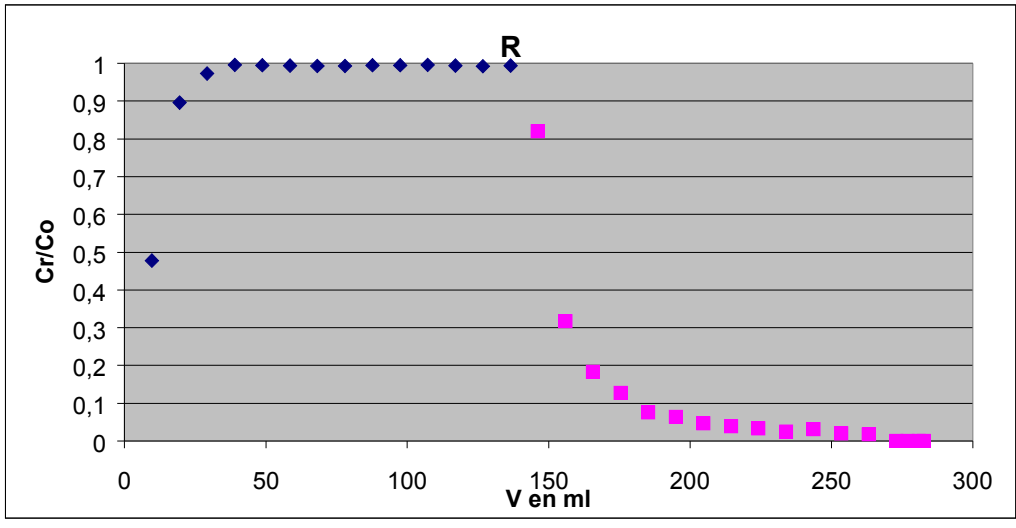
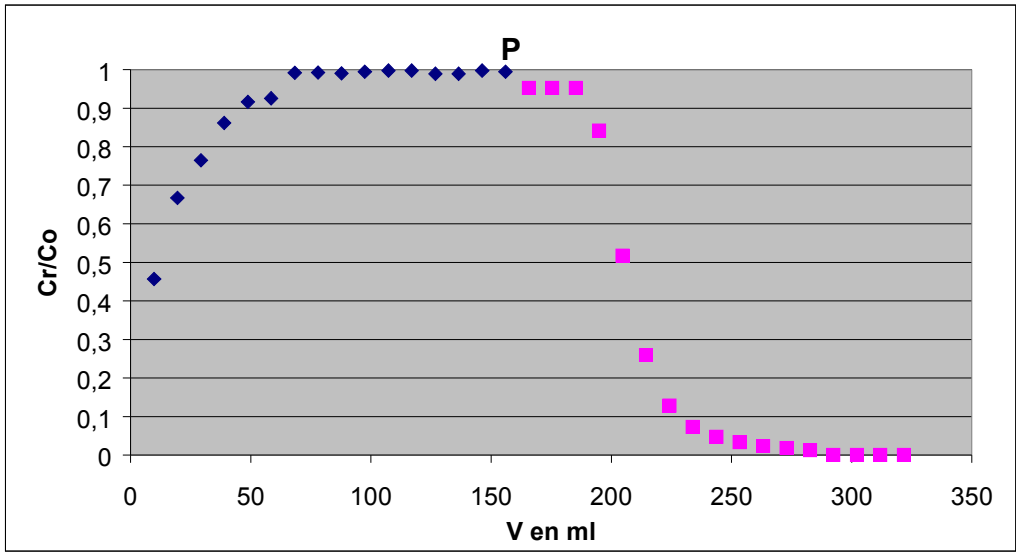
L'adsorption du MP sur les différents sols est fonction de leur teneur en matière organique. Plus le sol est riche en matière organique plus le MP s'adsorbe sur ce sol. Son adsorption aussi est proportionnelle à la teneur en argile du sol mais en à un degré beaucoup moins important. La teneur en sels du sol peut être suspectée d'affecter l'adsorption mais en réalité la teneur en sels est responsable de la dégradation du MP dans les solutions percées, comme elle pourra être responsable de sa dégradation sur les sites d'adsorption du pesticide. Donc l'influence de la teneur en sels sur l'adsorption se limiterait à sa dégradation et ceci paraît en accord avec l'influence de NaCl qui a été évoquée lors de l'étude des cinétiques de dégradation du MP en présence de NaCl. L'adsorption et la désorption sont en parfait accord avec les résultats de l'étude en réacteur discontinu. Lors des désorptions du MP des sols, on observe un phénomène d'hystérésis dont l'importance est proportionnelle à la teneur en matière organique dans le sol, ce qui permet d'affirmer que des liaisons physiques sont établies entre le MP et la matière organique du sol.

VII.4.3 Le paranitrophénol (PNP)

VII.4.3.1 Résultats

Les courbes d'adsorption et de désorption du PNP sur les trois sols en réacteur continu sont données figure 31.

Figure 31 : Courbes d'adsorption et de désorption du PNP sur Pk55, G et R en réacteur dynamique.



VII.4.3.2 Commentaires

La percée du PNP est plus rapide sur le sol de Garack que sur le sol de N'pourrié dont l'adsorption, elle aussi est plus rapide que celle sur le sol Pk55. La fuite obéit à la même règle que l'adsorption du PNP sur les trois sols. La désorption se caractérise par une traînée faible sur les deux sols Pk55 et R mais plus marquée chez le premier, en effet le Pk55 est plus riche en matière organique et en fraction argileuse que le R et par conséquent on peut conclure que le PNP forme des liaisons physiques avec la matière organique ou la fraction argileuse du sol. L'adsorption en réacteur continu du PNP sur les trois sols confirme les résultats de l'adsorption en batchs.

VII.4.3.3 Bilan et rétention par le sol.

VII.4.3.3.1 Récapitulatif de l'adsorption

Le calcul du bilan de l'adsorption du PNP sur les sols de Pk55, Garack et N'pourrié a permis d'obtenir les différentes caractéristiques d'adsorption du PNP sur les trois sols. Elles sont toutes regroupées dans le tableau 26.

Tableau 26 : Caractéristiques d'adsorption du PNP sur les trois sols en réacteur dynamique et rappel de quelques caractéristiques* de sol.

Sols	Masse g	Quantité percolée µg	Quantité adsorbée µg	Adsorption %	Capacité d'adsorption µg/g	MO* %	Argile* %	pH eau*
Pk55	6,08	647,4	114,5	17,7	18,8	2,1	56,0	5,4
Garack G	10,60	1052,0	53,8	5,1	5,1	0,2	10,1	6,8
N'pourrié R	10,30	1133,0	67,0	5,9	6,5	0,9	30,0	6,3

Le pourcentage d'adsorption augmente dans l'ordre suivant : G, R et P.

VII.4.3.3.2 Caractéristiques de désorption du PNP des sols.

Le bilan de la fuite du PNP des trois sols est déterminé de la même façon que précédemment et ses résultats sont donnés dans le tableau 27.

Tableau 27 : Paramètres de désorption du PNP des trois sols étudiés en réacteur dynamique et rappel de quelques caractéristiques* de sol.

Sols	Masse g	Volume d'EUP mL	Quantité fixée µg	Quantité désorbée µg	Désorption %	Na ₂ O* ppm	SO ₄ ²⁻ * ppm
Pk55	6,08	76	114,5	46,9	40,9	7408	3856
Garack G	10,60	16	53,8	22,7	42,2	471	656
N'pourrié R	10,30	116	67,0	17,5	26,1	12325	10289

Le pourcentage de fuite est plus important du sol G suivi de P puis le R.

VII.4.3.4 Discussion

Le pourcentage des quantités fixées est très faible pour les trois sols mais celui de Pk55 est largement supérieur aux deux autres. Ceci confirme les résultats obtenus en réacteur discontinu pour les trois à savoir les valeurs de K_F pour les trois sols. La capacité d'adsorption du PNP sur le P se justifie par rapport aux deux autres par sa teneur en matière organique. Donc la présence de la matière organique favorise l'adsorption du PNP. Le pourcentage de désorption du sol de G paraît largement supérieur à celui des deux autres malgré un temps de fuite record. Ce constat confirme l'affinité du PNP pour les trois sols dans l'ordre décroissant suivant P R et G et c'est bien sûr dans cet ordre que décroît la teneur en matière organique et le pourcentage d'argile des trois sols. La courbe de fuite se caractérise par une traînée proportionnelle à la teneur du sol en matière organique ; ce qui implique la mise en œuvre de liaison physique entre PNP et la matière organique du sol. Le pourcentage de désorption du R

semble être en désaccord avec les caractéristiques de la désorption que nous avons supposées ; ceci est probablement dû à la teneur de R en sulfate de sodium susceptible de transformer PNP en nitrophénates de sodium donc à une forme plus hydrophile donc moins adsorbée.

L'adsorption du PNP semble être proportionnelle à l'acidité du sol ; plus le sol est acide plus PNP s'adsorbe. Une chose paraît certaine que l'augmentation de la force ionique devra favoriser les liaisons physiques et par conséquent l'augmentation de la force ionique de l'adsorbant favorise l'adsorption du PNP.

VII.4.3.5 Conclusion

L'adsorption du PNP sur les différents sols étudiés est liée, elle aussi à leur teneur en matière organique mais à degré moins important que celui de l'adsorption du MP. Les K_D et K_F trouvées pour PNP sur les trois sols étudiés montrent que l'affinité du PNP pour eux est très faible cependant les isothermes montrent que l'adsorption sur les différents sols est proportionnelle à la concentration du PNP en solution. En réacteur dynamique les capacités d'adsorption du PNP sur les trois sols, s'étalent de 5,1 à 18,2 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Elles sont inférieures à celles trouvées pour le MP sur les mêmes sols. Les pourcentages de désorption sont compris entre 5 et 17 %. Au vu de certains résultats l'impact de la teneur du sol en NaCl n'est pas négligeable mais très limité par rapport à celui que nous avons évoqué pour l'adsorption du MP sur les mêmes sols. La rétention du PNP sur les sols étudiés semble d'ordre chimique essentiellement car leur désorption est rapide ; au bout 32 h la quantité désorbée du PNP n'est plus détectée par HPLC.

L'adsorption et la désorption sont affectées par l'acidité du sol étudié. Tous les résultats de l'adsorption du PNP sont en accord avec Calvet et *al.*, (1980) qui notaient que l'adsorption des molécules à caractère acide faible admettait un optimum sur les sols riches en oxydes et hydroxydes, en effet les résultats d'adsorption sur les deux sols N'pourrié (R) et Pk55 qui sont les plus riches en oxydes par rapport à G, confirment cela.

VII.5 Comparaison des Comportements du 2,3-DCPA et du MP sur les sols.

Par leur appartenance à deux familles de pesticides et par la différence des fonctions organiques qui les composent le 2,3-DCPA et le MP devront avoir des comportements différents sur les sols de façon générale ; en effet le 2,3-DCPA est un organochloré avec une fonction amide et le MP est un organophosphoré avec une fonction nitro. Cependant l'affinité des pesticides pour les sols est due à la préférence des matières actives d'un ou de plusieurs constituants du sol dont notamment la matière organique contenue dans ce dernier. Le PNP devra avoir une similitude d'adsorption avec le MP cependant son acidité pourra lui conférer un comportement particulier sur certains sols. Les trois pesticides ont chacun un comportement particulier sur les différents sols étudiés.

DCPA admet des K_F pour les cinq sols faibles par rapport aux mêmes constantes obtenues pour le MP sur les mêmes sols. L'adsorption du MP est toujours meilleure que celle du DCPA sur le même et unique sol des cinq sols mauritaniens. L'adsorption du DCPA sur les deux Garack et Tourbe sont de type S ($1/n > 1$) alors que seule l'adsorption du MP sur le sol N'pourrié est de ce type. Il est important de souligner ici que les résultats de l'adsorption sur le sol N'pourrié sont très affectés par la salinité d'où peut être un résultat différent des quatre autres sols. On note ici l'affinité des trois sols étudiés pour le PNP. Les autres isothermes du DCPA et MP sur les autres sols sont de type L ou H pour le MP sur le sol Garack. Les valeurs de $1/n$ pour les deux pesticides sont toujours différentes sur le même sol à l'exception du

résultat du sol de R'kiz et la tourbe. L'affinité du PNP constatée pour les trois sols étudiés se justifie par les liaisons hydrogènes caractéristiques des dérivés phénoliques pour les sols riches en minéraux comme le cas des sols mauritaniens.

VII.5.1 Capacités d'adsorption.

VII.5.1.1 Comparaison de l'étude en réacteur discontinu et celle en réacteur dynamique.

Les différentes capacités d'adsorptions du MP et DCPA sur les différents sols mauritaniens étudiés en réacteur dynamique sont regroupées dans le tableau 28 avec les différents K_F déterminés lors de l'étude en réacteur discontinu.

Tableau 28 : différents K_F du MP et du DCPA, identifiés lors de l'étude en réacteur discontinu et les différentes capacités d'adsorption recalculées à 40% pour les cinq sols mauritaniens déterminées lors de l'étude en réacteur dynamique.

Sols	PK 55		Garack (G)		N'pourrié (R)		Tourbe (T)		R'Kiz (Rk)	
	MP	2,3-D	MP	2,3-D	MP	2,3-D	MP	2,3-D	MP	2,3-D
$K_F \pm 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$	0,42	0,18	1,60	0,27	3,48	0,33	1,60	0,41	1,37	0,42
Cap.d'adsorp $\mu\text{g.g}^{-1}$	17,7	13,3	2,7	7,1	14,0	6,3		13,3	27	9,8

La superposition des résultats de l'étude en réacteur discontinu et en réacteur dynamique est évidente à partir du tableau 28 exception faite pour le résultat G qui présente une capacité d'adsorption pour le DCPA supérieure à celle du MP. Ceci s'explique peut être du fait que G est un sol sablonneux et son homogénéité n'est pas toujours chose facile.

Le comportement d'un même pesticide est différent sur les quatre sols étudiés et les deux pesticides ne s'adsorbent pas de la même façon sur un seul et même sol. L'adsorption du MP sur les différents sols est proportionnelle à leur teneur en matière organique excepté pour le R dont l'adsorption est influencée par la teneur en NaCl du sol. L'adsorption du DCPA est influencée aussi bien par la teneur en matière organique que par la fraction argileuse du sol d'où cet ordre qui s'est établi. Nous retenons que MP s'adsorbe mieux que le DCPA sur les différents sols étudiés sauf pour le sol Garack où l'adsorption du DCPA est largement supérieure à celle du MP sur le même sol. L'adsorption du PNP est moins importante que celle des deux autres pesticides sur chacun des trois sols pris à part exception faite pour le sol de Garack où le PNP s'adsorbe mieux que le MP. On peut soupçonner que les adsorptions du DCPA et PNP sur le sol G se font sur des sites qui ne sont pas toujours accessibles au MP plus gros et par conséquent l'encombrement stérique de la molécule du MP, limite son adsorption sur G. Les résultats d'adsorptions et de désorption des trois pesticides sur le sol G montrent que l'adsorption du MP et PNP sont influencées par la matière organique en grande partie alors que celle du DCPA est favorisée par la fraction argileuse du sol en premier lieu mais la matière organique du sol en deuxième lieu. L'adsorption du PNP est proportionnelle à la teneur du sol en matière organique. Si cela est le cas normalement le rapport adsorption du Pk55 sur le rapport d'adsorption sur R du MP reste identique à celui de l'adsorption du PNP sur les mêmes sols, or ce n'est pas le cas. De là on peut émettre l'hypothèse suivante : l'adsorption du PNP serait affectée par la teneur du sol en sel mais à un degré moins important que son influence sur l'adsorption du MP.

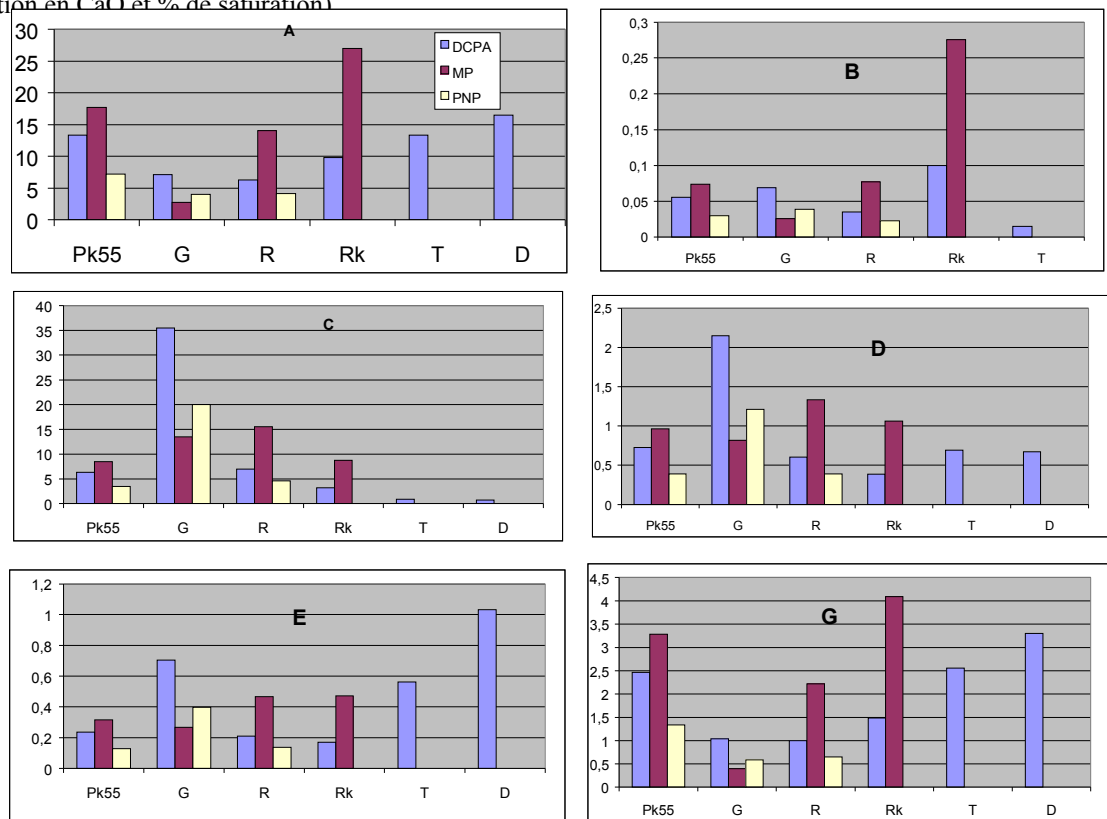
VII.5.1.2 Influence de différents facteurs

Il est difficile de façon générale de déterminer avec exactitude l'influence des différents constituants du sol sur l'adsorption, néanmoins il est possible d'identifier certains constituants du sol qui seraient responsables de comportement particulier d'un pesticide connu sur un sol bien défini. Ainsi on estime que l'adsorption sur les différents sols est influencée en partie par les différentes caractéristiques des sols suivantes :

- le pourcentage de matière organique et le pourcentage de la fraction d'argile du sol.
- le pH du sol, le pourcentage de saturation du sol et la capacité CEC du sol.

L'influence des différentes caractéristiques des sols n'est pas identique sur les sols mais certaines similitudes ou différences seront évidentes. Pour mieux apprécier ces différences et/ou similitudes de comportement envers les différents pesticides étudiés, il est rapporté dans la figure 32 la capacité d'adsorption des différentes matières actives sur les sols étudiés et le rapport de cette même capacité à cinq autres caractéristiques des sols étudiés

Figure 32 : Capacité d'adsorption des différents sols étudiés pour les trois pesticides DCPA, MP et PNP et la relation comparative aux constituants du sol susceptibles de l'influencer (% de MO, CEC, % d'argile, pH, concentration en CaO et % de saturation)



A- Capacité d'adsorption du sol pour le pesticide ; B- Capacité d'adsorption rapportée au % de matière organique du sol ; C- Capacité d'adsorption rapportée au % de saturation du sol ; D- Capacité d'adsorption rapportée à la Capacité d'Echange Cationique (CEC) du sol ; E- Capacité d'adsorption rapportée au % d'argile du sol ; F- Capacité d'adsorption rapportée au pH du sol.

L'histogramme A montre que la capacité d'adsorption des sols est différente pour les trois pesticides et que le MP s'adsorbe mieux que les deux autres. Le DCPA s'adsorbe plus que le PNP.

L'histogramme B Montre que la capacité d'adsorption des sols pour la DCPA est étroitement liée à la teneur en matière organique si celle-ci est importante. En effet si le sol est riche en matière organique, elle serait le premier responsable de sa capacité d'adsorption comme la tourbe et le Douglas, par contre s'il est pauvre en matière organique comme G la capacité d'adsorption est bien sûr due à d'autres constituants.

L'histogramme C indique que la capacité d'adsorption est fonction du pourcentage de saturation exception faite pour la capacité du MP sur le sol Rk.

L'histogramme D montre que la capacité d'adsorption du sol est fonction de la CEC du sol. Le sol de Garack semble indifférent à ce pourcentage.

Sur l'histogramme E, l'influence de l'argile est constatée sur les différents sols pour le DCPA en grande partie et en deuxième partie pour le MP à l'exception du DCPA sur le sol Garack.

A partir de l'histogramme G, l'influence du pH sur la capacité d'adsorption n'est pas très marquée mais c'est la seule avec l'influence du % de saturation (C) où les capacités du sol de Garack restent dans les mêmes proportions que les autres capacités d'adsorption.

Tout cela nous permet de penser que les pesticides étudiés ont un comportement particulier sur le sol de Garack. En effet Garack est le plus pauvre en matière organique et fraction argileuse, malgré cela sa capacité d'adsorption surtout pour le DCPA est plus conséquente que celle du MP.

VII.5.2 Les pourcentages fixés par rapport à la quantité éluée de produit.

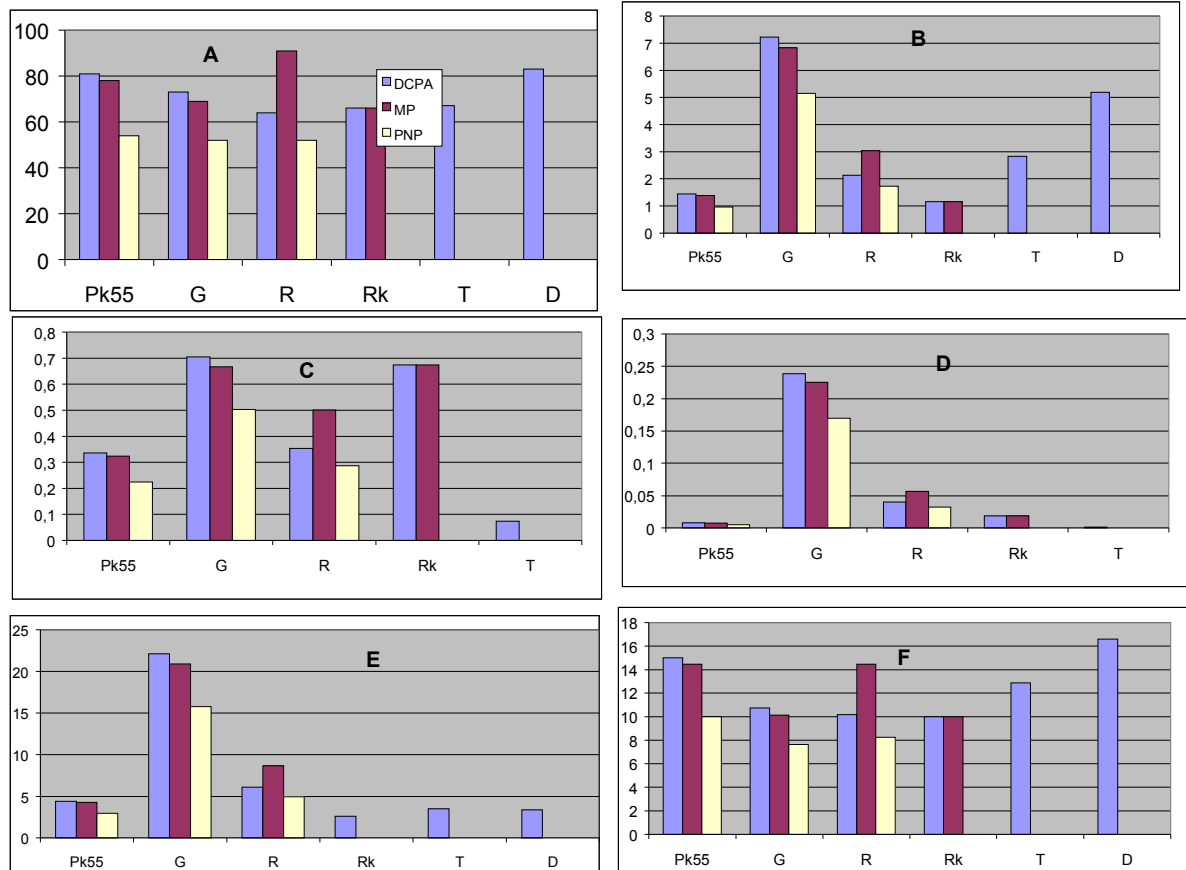
Les pourcentages fixés des différents pesticides sur les sols étudiés sont calculés à 40% d'adsorption pour tous les produits. Ils révèlent eux aussi un pourcentage fixé très important pour le sol Garack pour les trois pesticides étudiés. Il indique en outre que le DCPA est mieux fixé que le MP sur un même et unique sol à l'exception du MP sur le R qui s'explique par l'influence de la salinité du sol sur le MP comme cela a été montré lors de l'étude des dégradations des matières actives dans l'EUP.

De la même façon, les pourcentages fixés sont rapportés à des caractéristiques des sols pour identifier les similitudes et/ou les différences de comportement des matières actives sur les sols étudiés. Les cinq caractéristiques suivantes du sol sont examinées : le pourcentage d'argile, le pourcentage de saturation, la capacité CEC, le pH du sol et la concentration du sol en CaO (comme exemple d'oxyde).

Le pourcentage fixé et le pourcentage fixé rapporté à chacune de ces caractéristiques, sont donnés dans la figure 33.

La figure 33 illustre parfaitement le comportement du sol Garack et montre que l'influence des paramètres choisis ne l'affecte pratiquement pas. On note que le rapport du pourcentage fixé et la matière accentue l'écart entre lui et les autres sols pour les trois pesticides à plus 300 fois.

Figure 33 : Pourcentages fixés des quantités adsorbées des trois pesticides étudiés à 40 % d'adsorption sur les différents sols étudiés en réacteur dynamique et les caractéristiques du sol susceptibles de les influencer.



A- % fixé de pesticide fixé sur le sol ;

B- % fixé rapporté au % d'argile du sol ;

C- rapport du % fixé et du % de saturation du sol ; D rapport du % fixé et la teneur. en CaO (ppm)

E- rapport du % fixé et la CEC M du sol,

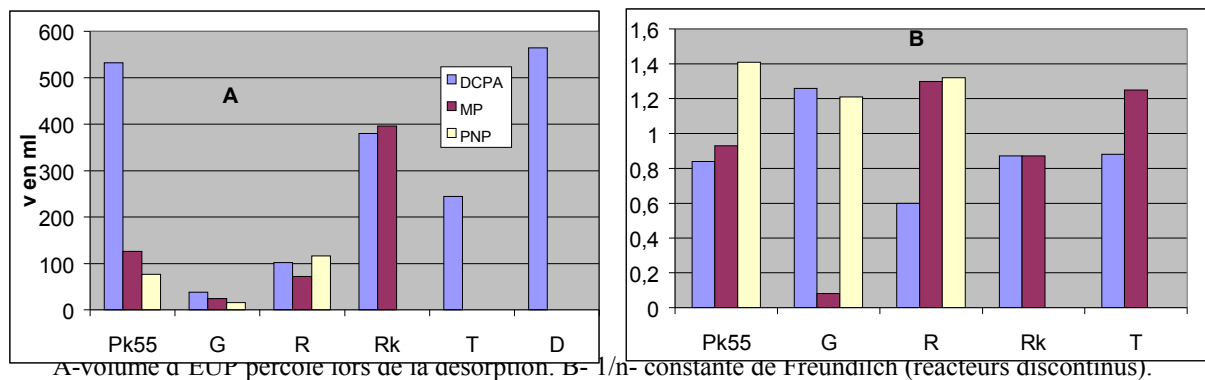
F- rapport du % fixé et le pH du sol.

On constate par ailleurs, que les sols fixent des quantités importantes des produits adsorbés. En effet ce constat est particulièrement frappant pour le sol de G. Ce qui laisse à penser que certains constituants du sol G mettent en œuvre des liaisons chimiques avec les différents pesticides. Ces liaisons si elles existent, seraient plus fortes avec la DCPA. Les trois pesticides n'ont de commun que le noyau aromatique, alors on pourrait penser que la densité électronique du noyau aromatique est attirée par un constituant du sol. Plus le noyau aromatique est riche en densité plus le pesticide sera retenu, en effet le noyau aromatique dans le 2,3-DCPA est enrichi par l'effet mésomère donneur de deux chlores alors que les noyaux du MP et PNP seraient appauvris par le groupement nitro. Ceci semble en accord avec volumes de désorption qui sont donnés sur la figure 34 et qui mettent en évidence des comportements différents des pesticides sur certains sols dont les liaisons physiques paraissent confirmées par le phénomène d'hystérésis.

VII.5.3 Le volume d'EUP percolé lors de la phase de désorption

Le volume d'EUP percolé lors de la désorption apporte des informations importantes sur les différents types de liaisons mises en œuvre entre le pesticide et le sol, en effet plus le volume est important plus les liaisons établies entre le produit et les constituants ont une énergie faible ce qui laisse à penser qu'elles sont physiques et si le volume est petit les liaisons seraient plutôt d'ordre chimique. Pour mieux identifier le type d'affinité du sol et du pesticide, on donne à côté de ces volumes le coefficient de Freundlich $1/n$ qui indique l'affinité du pesticide pour le sol étudié. Les résultats des volumes percolés d'EUP et de $1/n$ pour les différents pesticides sont donnés dans la figure 34.

Figure 34 : Différents volumes d'EUP à 40% de désorption des pesticides des différents sols étudiés avec $1/n$ identifiés pour les mêmes pesticides lors de l'étude en réacteur dynamique.



Le recouplement des deux histogrammes A et B permet de penser que :

- les liaisons du DCPA avec le Pk55, Rk et D seraient physiques, les liaisons avec Garack et R seraient chimiques alors que la tourbe pourrait avoir des liaisons chimiques et/ou physiques avec la matière active. L'affinité chimique et physique du DCPA pour les sols étudiés est confirmée.
- les liaisons du MP avec Rk et T seraient physiques et avec les autres sols elles seraient chimiques.
- le PNP présente une grande affinité chimique pour les trois étudiés à savoir Pk55, G et R.

Ces volumes confirment notre hypothèse sur les liaisons mises en œuvre entre le sol G et les différentes molécules actives. Sur les autres sols à l'exception du sol T, les liaisons du DCPA sont des liaisons physiques (Pk55 et le D). L'adsorption du DCPA semble être affectée par teneur importante en nitrate de T par rapport aux quatre autres sols mauritaniens ; en effet il est possible que DCPA soit dégradé sur la tourbe par la population microbienne du sol. L'influence de la fraction argileuse semble aussi marquer la désorption du DCPA. Les temps de fuite du MP des quatre sols, semblent être corrélés avec la teneur en matière organique exception faite pour le R en grande partie et pour P à un degré moins important (effet de NaCl). On pourrait penser que le MP est désorbé des sols avec les matières organiques extractibles par l'eau de ces derniers, dans ce cas les liaisons entre le MP et la matière organique peuvent être physiques ou chimiques ; mais il paraît plus logique au vu des différents résultats, que le MP forme des liaisons physiques avec la matière organique du sol et il se désorbe de celle-ci de façon lente et monotone. Le PNP a le même comportement que le MP mais à degré beaucoup moins important comme son adsorption. Il se désorbe rapidement des sols mais l'influence de l'acidité du sol sur l'adsorption et la désorption du PNP n'est pas à exclure.

VII.5.4 Discussion

VII.5.4.1 Adsorption

VII.5.4.1.1 Etude en réacteur discontinu.

L'étude en réacteur discontinu montre que l'adsorption MP est plus importante sur les sols étudiés que celle du DCPA et du PNP. Les valeurs identifiées de K_F pour les trois pesticides attestent de cela. Les trois pesticides n'ont pas un comportement identique sur un seul sol pris à part malgré le fait que les valeurs de $1/n$ mettent en évidence deux types seulement d'isotherme d'adsorption à savoir l'isotherme convexe de type L et l'isotherme concave de type S. L'affinité chimique du PNP pour les trois sols étudiés, malgré sa faible adsorption sur eux, mérite d'être illicite.

VII.5.4.1.2 Etude en réacteur dynamique

L'adsorption en réacteur dynamique des différentes matières actives sur les sols étudiés confirme la tendance trouvée en réacteur discontinu. Les capacités d'adsorption des trois pesticides sur les différents sols sont importantes dans l'ensemble, mais plus conséquentes pour MP puis le DCPA et enfin le PNP.

L'adsorption est influencée par différents facteurs à cause de la particularité des sols étudiés, en effet les sols mauritaniens sont pauvres en matières organiques de façon générale, et très riches en ions métalliques (alcalis et alcano-terreux). Les teneurs des sols en argile sont aussi différentes et restent fonction du site de prélèvement du sol. L'ensemble des caractéristiques des sols suivantes semble affecter l'adsorption des trois matières actives sur les sols étudiés de façon plus ou moins évidente selon les cas:

- la teneur en matière organique;
- la fraction argileuse du sol;
- le pourcentage de saturation du sol;
- le pourcentage du CEC M;
- la teneur du sol en oxydes métalliques ;
- le pH du sol.

L'influence de l'une des caractéristiques pourra être plus marquée sur un sol donné, en effet l'influence de la MO ou de la fraction d'argile dépendent en premier de la teneur du sol en MO ou en argile, si celles-ci sont faibles leur effet sera moins senti.

On note cependant que la liste des facteurs n'est pas exhaustive et que la synergie de deux voire plusieurs caractéristiques comme facteurs conditionnant l'adsorption des pesticides sur les sols, n'est pas à exclure.

VII.5.4.2 Désorption des pesticides

VII.5.4.2.1 Désorptions des différents sols.

La désorption des pesticides à partir des différents par EUP est différente selon le pesticide et le sol en question malgré une similitude en fin du processus pour certains.

La désorption de la DCPA est marquée par hystéresis pour les sols D, Rk, P et T alors qu'elle est plus rapide avec R et à des échelles différentes. La désorption du MP est plus ou

moins rapide sur G, R et Pk55 cependant elle est plus lente sur Rk. Le PNP est entraîné par l'eau des sols assez rapidement. Ces constats permettent de conclure que les pesticides étudiés mettent en œuvre des liaisons à basses énergies (liaisons physiques) pour les désorptions lentes.

Il est difficile à partir de ces données seules d'identifier le constituant du sol responsable de ce type de liaisons, néanmoins les recoupements des résultats permettent d'indexer les caractéristiques des sols responsables de ce comportement.

VII.5.4.2.2 Influence des différents facteurs

Les résultats de la désorption du DCPA laissent à penser que sa désorption des sols est influencée par la teneur en argile du sol en premier lieu et par la matière organique au second rang. L'influence de la capacité CEC, du pourcentage de saturation et de la teneur en ions métalliques (alcalis et alcano-terreux) est constatée dans le cas de la Tourbe (T).

La désorption du MP est très marquée par le pourcentage du sol en matière organique (Rk). La capacité CEC et les concentrations en ions (NaCl) sont déterminantes dans la désorption du MP des sols P et R.

La désorption du PNP est influencée par le pH du sol et sa concentration en ions métalliques (R). La capacité du PNP à former les liaisons d'hydrogène avec la matière organique et certaines argiles lui offre une affinité pour différents types de sols.

VII.5.4.2.3 Quantité fixée des pesticides

2,3-DCPA est mieux fixé sur les différents sols étudiés que le MP et PNP sauf pour le R où la quantité fixée du MP est supérieure à celle du DCPA. Mais si on réalise que cette quantité fixée contient aussi une partie forcément qui a été dégradée sous l'influence de NaCl du sol N'pourrié, le même constat sera valable pour les différents sols étudiés. Le PNP est fixé presque en même quantité sur les trois sols étudiés.

Un constat général est observé pour les trois pesticides sur les différents sols, il s'agit en fait du pourcentage fixé de quantité adsorbée qui est pour tous supérieur à 30 %.

VII.6 Conclusion partielle.

DCPA se dégrade dans l'EUP et sa dégradation dans l'EUP semble être influencée positivement par les variations du pH et de la salinité. L'augmentation de NaCl en concentration importante jusqu'à 18 g.L^{-1} n'a pas révélé un effet plus important qu'une concentration de 10 g.L^{-1} . Toutes les dégradations du 2,3-DCPA ne semblent pas obéir à une cinétique du premier ordre et leur bilan molaire n'est jamais complet ; ce qui laisse à penser la formation d'autres métabolites à côté de la 2,3-DCA dont la formation a été étudiée en même temps à la dégradation du 2,3-DCPA.

DCPA a une affinité pour la matière organique et pour la fraction argileuse du sol. Les résultats obtenus montrent par ailleurs que les liaisons du DCPA avec ces deux composantes du sol sont physiques; cependant un autre type de liaisons semble être mis en exergue avec le sol de Garack. Les liaisons physiques formées seraient plus fortes avec la fraction argileuse du sol que celles formées avec la matière organique du sol. L'adsorption du 2,3-DCPA augmente plus sa teneur en soluté est plus importante pour la majorité des sols étudiés. Les capacités d'adsorption restent très différentes pour les sols mauritaniens entre $8,1$ et $106,0 \text{ } \mu\text{g.g}^{-1}$ (100% d'adsorption) alors que celle obtenue pour le sol limousin est supérieure à 219; avec

cependant un pourcentage de fixation des pesticides assez élevé entre 25 et 35% sur l'ensemble des sols.

La dégradation du MP dans l'EUP est plus rapide que celle du 2,3-DCPA. Cette même dégradation est fonction de la valeur du pH du milieu; en effet le MP se dégrade rapidement en milieu basique alors que sa dégradation en milieu acide est très proche de celle du milieu neutre. L'ajout de NaCl dans les solutions de l'EUP favorise la disparition du MP jusqu'à 2 g.L⁻¹ au-delà de cette concentration l'influence n'est plus explicite. Les différentes cinétiques ne semblent pas du premier ordre cependant nous estimons qu'il aura au moins une concentration de NaCl comprise entre 0,12 et 2 g.L⁻¹, pour laquelle la cinétique de disparition serait du premier ordre. Pour les autres disparitions malgré des coefficients de corrélation relativement élevés pour certaines d'entre elles supérieurs à 0,9, nous estimons qu'elles ne sont du premier ordre. Tous les bilans molaires des dégradations du MP ne sont pas complets, en effet la formation du PNP comme unique métabolite du MP n'est pas vérifiée malgré certaines réserves que nous émouvions sur l'appréciation du PNP indépendamment du pH du milieu dans lequel il se trouve.

L'adsorption du MP sur les différents sols étudiés est meilleure que celle du DCPA (à 40% d'adsorption). Mais cette adsorption semble être limitée à des petites concentrations; les constantes de Freundlich pour les différents sols étudiés montrent une affinité plus importante pour le MP mais restreinte à des concentrations faibles du MP en solution. En réacteurs dynamiques les capacités d'adsorption obtenues sont comprises entre 3 et 31 µg.g⁻¹ (40% d'adsorption) avec des pourcentages de fixation sur les différents sols variable, mais très important dans l'ensemble compris entre 30 et 65 % de la quantité adsorbée. Bien que la dégradation du MP ne soit pas à exclure en partie dans ces pourcentages surtout sur les sols riches en sels, ces taux paraissent trop importants et très inquiétants. L'adsorption du MP sur les différents sols semble très liée à leur teneur en matière organique qui est le constituant préféré du MP dans le sol, le MP établit des liaisons physiques avec cette matière organique cependant les liaisons chimiques ne sont pas à exclure aussi. La fixation du MP sur le sol G (0,2% de matière organique) pourrait être une complexation avec des ions métalliques de ce dernier; mais elle serait plus forte avec le DCPA.

Les trois pesticides étudiés ont des comportements différents sur l'ensemble des sols étudiés, mais leur mécanisme d'adsorption ou de désorption peuvent avoir une similitude dans certains comportements, l'appréciation de l'adsorption ne pourra être égale pour deux d'entre eux sur un seul et même sol.

CONCLUSION GENERALE

Avec une réserve en eau potable estimée à moins de 0,5 % des réserves de notre planète en eau, nous devons agir tous et ensemble pour les préserver. Bien que l'urgence de préserver l'eau ait un caractère général de nos jours, dans certains pays, elle se pose avec beaucoup plus de rigueur. En effet les ressources sont inégalement réparties entre les continents, les pays et même les régions sont exposées aux différents types de pollution.

La pollution engendrée par les pesticides aujourd'hui admet un caractère mondial ; si les pays industrialisés surveillent et règlent l'usage des produits phytosanitaires, cet usage de pesticides rejoint jour après jour d'autres endroits du monde où ils étaient méconnus hier. L'introduction de tels produits dans la vie des populations demande leur préparation, si non elle menace leur vie en premier, puis la vie publique et par la suite celle de l'écosystème dans sa globalité.

L'enquête menée dans la rive droite du delta du fleuve Sénégal en Mauritanie chez les agriculteurs, illustre parfaitement une partie des comportements à risque des personnes qui ignorent les dangers néfastes de pesticides. Elle témoigne aussi des dangers qu'ils risquent en utilisant l'eau brute du fleuve Sénégal. L'eau de surface est plus que jamais vulnérable face une pollution diversifiée et galopante. Les traces des organochlorés dans trois sites à côté de la ville de Rosso sont inquiétantes car il y a trente ans la région ne connaissait même pas les pesticides. L'eutrophisation menace aussi la qualité de l'eau et la vie aquatique dans le fleuve. Le problème de la pollution ne semble pas inquiéter les décideurs de la politique agricole dans le delta ; en effet depuis la mise en place du barrage de Diama et l'intensification de l'agriculture tout le long du fleuve la construction de stations de traitement des eaux usées s'imposait dans le laps de temps qui suivait mais malheureusement rien n'est fait jusqu'à aujourd'hui. La pollution continue à s'accumuler dans la région menaçant de mettre en péril les gros investissements déjà consentis pour la mise en valeur du fleuve Sénégal. La salinité croissante aussi bien de l'eau que des sols comme le démontrent nos résultats réduit considérablement la surface des terres arables déjà très compromises par l'avancée du désert au nord, par le déboisement continu et bien d'autres facteurs. La concentration de NaCl aujourd'hui à R'kiz (180 km du barrage de Diama) est identique ou même supérieure à celle identifiée à Diama (barrage anti-sel) il y a 19 ans en période d'étiage. L'origine incontestable de cette salinité est la remontée capillaire des sels de la nappe phréatique vers les sols qui accumulent à leur tour ce qu'ils peuvent encore retenir. Mais aussi ces sols relargent autant de produits dans les eaux dont, la qualité en est affectée.

Les sols mauritaniens sont de nature différente des sols français ; en effet leur teneur en magnésium, chlorure et sodium pour ne citer que ces ions sont considérables. Les sols de surface sont très pauvres en matière organique sous l'effet probable du transport éolien en période sèche d'une part et l'érosion en période pluviale d'autre part. Leur pourcentage de saturation témoigne de conditions climatiques rudes et pourra être responsable d'une accumulation de produits phytosanitaires. Les résultats d'analyse des sols de N'pourrié (R) montrent la présence de PCBs et HPA. Nous sommes obligés de constater que les sols sont plus exposés aux effets des différentes eaux usées que l'eau du fleuve elle-même. Le sable est caractéristique des sols mauritaniens alors que la teneur en argile est très variable d'un sol à un autre. L'ensemble de ces propriétés confère aux sols mauritaniens des comportements différents avec les deux matières actives que nous avons étudié à savoir le 2,3-DCPA, le MP et son métabolite ultime le PNP. En effet le DCPA s'adsorbe moins que le PNP qui est lui-même moins adsorbé que le MP. Mais les valeurs de K_F des deux premiers montrent que l'adsorption des produits augmente avec la concentration de chacun dans la solution alors que les K_F du MP indiquent l'inverse. Les études cinétiques et l'allure des différentes isothermes sont en accord avec ce comportement des matières actives sur les sols étudiés. Les différentes valeurs de K_D semblent en accord avec les valeurs citées par Jérôme et *al.*, (2004) pour les mêmes familles de pesticides. La capacité d'adsorption du MP pour chaque sol pris à part reste supérieure à celle obtenue pour le PNP et le DCPA (40% d'adsorption) sur le même sol même à des pourcentages d'adsorption pour le MP, plus petits. Les pourcentages retenus de la quantité adsorbée du DCPA, sont supérieurs à ceux du MP et du PNP sur le même sol. Donc le MP est retenu moins que le DCPA qui est lui-même plus retenu que le PNP. Le 2,3-DCPA

est moins sensible au lessivage que les deux autres, ce qui impliquerait une menace de pollution des eaux souterraines alors que les deux autres affecteront plus les eaux de surface. Il est important de remarquer que le DCPA se désorbe aussi plus lentement que le MP. Ainsi les liaisons mises en œuvre entre le DCPA et les constituants du sol sont plus fortes que celles établies entre les deux autres pesticides et les mêmes constituants. A partir des courbes de désorption il semble que l'ensemble de liaisons mises en œuvre entre les matières actives et les constituants du sol sont des liaisons physiques exception faite pour le PNP sur les différents sols et pour le sol de Garack avec le MP et le DCPA. Cette force d'attraction pourra être due au concours de la matière organique et la de fraction argileuse du sol pour le DCPA, car il semblerait que son adsorption est liée à ces deux constituants, alors que pour les deux autres produits la matière organique du sol serait le premier responsable d'adsorption. Nos résultats ne permettent pas d'exclure l'acidité du sol dans le cas du PNP. Le sol de Garack (G) aurait un constituant capable de complexer les trois pesticides dans cet ordre croissant de force de complexation PNP, MP et DCPA. Le fait que Garack (G) soit le plus sablonneux et le moins chargé en ions alcalins et alcalin-terreux impliquerait qu'il est le plus riche en ions Al, Fe, Mn et bien d'autres éléments qui sont de très bons complexants de pesticides. Par ailleurs les courbes de désorptions n'ont pas révélé la présence de liaisons physiques entre les constituants du sol G et les trois pesticides et par conséquent les liaisons sont chimiques. Le pourcentage d'adsorption semble lié à la densité électronique du noyau aromatique de chacune des trois matières actives. La plus grande affinité du 2,3-DCPA pour le sol G plaide en faveur de cette hypothèse.

L'adsorption des pesticides étudiés est certainement affectée par la dégradation surtout du MP et DCPA. Les demi-vies des pesticides sont importantes dans l'EUP, mais leur dégradation sous l'effet de microorganismes est confirmée par plusieurs auteurs [Charles et *al.*, (1985) et Shimazu et *al.*, (2001)], ce qui impliquerait que les demi-vies pour le MP et le DCPA, seront beaucoup moins importantes dans l'eau naturelle que celles qui ont été déterminées dans ce travail. Le MP se dégradera plus vite dans les eaux naturelles à pH basique que dans les eaux neutres ou acides comme le montrent les résultats. La dégradation du DCPA ne sera pas trop affectée par les variations du pH dans les eaux naturelles. Les résultats montrent par ailleurs que la dégradation du MP et du 2,3-DCPA sera plus importante dans les eaux salines, notamment quand la concentration de NaCl dans l'eau est comprise entre 0 et 10 g.L⁻¹. Au-delà de ces concentrations de NaCl l'influence ne semble pas évidente. La dégradation des pesticides augmente avec la concentration de NaCl mais cette dégradation est plus marquée chez le MP que le 2,3-DCPA. Les bilans molaires des différentes dégradations ne sont jamais complets pour les deux pesticides, ce qui laisse à penser que la 2,3-DCA et le PNP ne sont pas les seuls métabolites formés respectivement à partir du 2,3-DCPA et du MP. La présence de NaCl est capable d'affecter PNP mais nous pensons que son effet concerne simplement sa transformation à une autre forme qui devra se doser à une longueur d'onde différente de celle que nous avons utilisée. Le PNP est un dérivé phénolique, sa demi-vie dans l'EUP est supérieure aux demi-vies des deux autres molécules à priori.

Même si ces deux pesticides à savoir le MP et le 2,3-DCPA, ont des demi-vies dans les eaux et sols du delta Sénégal, plus courtes que celles identifiées dans divers milieux, leur usage dans cette région constitue une menace particulière du milieu ; en effet le DCPA se métabolise en DCA qui est en mesure de se transformer en d'autres produits dont un au moins qui est déjà identifié comme cancérigène et un second capable d'accumuler les dioxines et le MP se métabolise en PNP et d'autres produits. En plus de cela le MP est très toxique pour les enfants qui travaillent dans l'agriculture à côté de leur parent ou même pour gagner leur vie quotidienne comme pour tous les êtres vivants en bas âge [(FAO, 1997) et (Hou et *al.* 2002)].

De ce fait nous proposons de restreindre l'usage de ces deux pesticides dans tout le delta ou mieux de les substituer par d'autres pesticides moins toxiques et qui ne génèrent pas surtout de métabolites plus redoutables que la molécule mère elle-même. La formation des agriculteurs aux bonnes pratiques d'épandages des produits phytosanitaires reste la seule garantie de sécurité surtout si elle est accompagnée par une vulgarisation des conséquences des pesticides sur la santé de l'agriculteur lui-même et sur tout son environnement. La préservation de la qualité des eaux demande une prise de conscience de tous les acteurs de l'économie mais aussi de chaque citoyen, ce qui paraît très utopique. En effet de cette utopie s'impose la méthode alternative qui consiste à traiter toutes les eaux usées aussi bien des périmètres irrigués que des rejets urbains avant qu'elles ne soient évacuées dans le fleuve ou partout ailleurs d'une part, et d'autre part de disposer de l'eau potable en qualité et en quantité pour tous les citoyens de la région. Pour rendre l'eau du fleuve potable, elle devra être traitée convenablement. Ce traitement nécessite en plus des moyens de bord que nous avons détaillés dans la partie de la synthèse bibliographique un savoir-faire et des qualités humaines de tous les acteurs de ce travail. Les qualités humaines de base requises se résument en deux choses pour toute l'équipe chargée du traitement à savoir l'esprit d'équipe et le patriotisme. C'est à ce prix qui pourrait paraître à la portée de tous que l'eau du fleuve Sénégal pourra être utilisée comme source de boisson de tous les citoyens du delta et même de la ville de Nouakchott sans aucun danger ou même menace pour la santé humaine de tous. La filtration lente serait le procédé de traitement des eaux préconisé pour les eaux du fleuve Sénégal. En effet son prix faible et son adaptabilité à toutes les situations de la région et surtout au climat en font la solution d'avenir.

La pollution des sols ne devra pas être négligée car nous avons pu montrer qu'elle est la première responsable de la pollution des eaux. Pour cela il ressort de ce travail la nécessité d'étudier le comportement de la 2,3-DCA sur les différents sols et par la suite d'identifier tous les métabolites des deux pesticides à savoir le MP et le 2,3-DCPA et ceux du PNP et de la DCA, susceptibles de se former dans les divers compartiments du delta du fleuve Sénégal. Il serait intéressant de vérifier la présence des deux pesticides dans les eaux souterraines et d'élucider les différents types de liaisons que chacun des pesticides peut former avec les différents constituants des différents sols. L'étude du sol de Garack paraît d'un intérêt capital pour toute la Mauritanie, la grande partie des sols de surface surtout ceux du Nord du pays auraient beaucoup de similitude avec lui.

L'ensemble de ce travail devrait permettre prédire le devenir du MP et du 2,3-DCPA dans tout le delta de la rive droite du fleuve Sénégal.

BIBLIOGRAPHIE

Abdoul-Kassim T.A.T. et Simoneit.B.R.T., (2001)- Interaction mechanisms between organic pollutants and solid phas systems- *The Handbook of Environmental Chemistry*, 5, Partie.E.

Acta, (1995)- Index phytosanitaire, 31^{ème} edition- Paris.

Adhya T.K., Sudkaber-Barik et Sethunathan N., (1981a)- Stability of commercial formulation of fenitrothion, methyl parathion and parathion in anaerobic soils- *Journal Agriculture Food Chemistry*, 29, pp. 90-93.

Adhya T.K., Sudkaber-Barik et Sethunathan N., (1981b)- Fate of Fenitrothion methyl parathion and parathion in anoxic sulfur-containing soil systems- *Pesticides Biochemistry Physiol.*, 16, pp. 14-20.

Agdi K., Ben Abderrazik N. et Azmani A., (2001)- Elimination de l'atrazine des eaux usées par adsorption sur la sciure du bois- *Cahiers de l'association scientifique européenne pour l'eau et la santé*, 6, 1, pp.21-27.

Agüera A., Fernandez-Alba R.A., Piedra L., Mézcua M. et Gomez .M., (2003) – Evaluation of triclosan and biphenylol in marine sediments and urban wastewaters by pressurized liquid extraction and solid phase extraction followed by gas chromatography mass spectrometry and liquid chromatography mass spectrometry – *Analytica Chimica Acta*, 480, pp 193-205.

Alvarez-Benedi J., Tabemero M.T., Atienza J. et Bolado S., (1999)- A coupled model representing volatilisation and sorption of soil incorporated herbicides- *Chemosphere*, 38, 7, pp. 1583-1593.

Armbrut K.L., (2000)- Pesticide hydroxyl radical rate constants : Measurements and their importance in aquatic environments- *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9, 19, pp. 2175- 2193.

Badawy M.I. et El-Dib M.A., (1984)- Persistence and fate of methyl parathion in sea water- *Bulletin Environ. Contam. Toxicol.*, 33, pp. 40-49.

Ballesteros E. et Parrado M.J., (2004)- Continuous solid-phase extraction and chromatographic determination of organophosphorus pesticides in natural and drinking waters- *Journal of chromatography*, 1029, pp. 267- 273.

Barousseau J.P., Ba.M., Descamps C., Diop E.S., Diouf S.E., Kane A., Saos J. L. et Soumaré A., (1998)- Morphological and sedimentological changes in the Senegal River estuary after the construction of the Diama Dam- *Journal of African Earth sciences*, 26, 2, pp.317-326.

Baudu M., (1995)- Pollution urbaine par temps de pluie: qualité et traitement des rejets, Recueil des interventions, Université d'été- ENSIL- Limoges, 20, pp 1-20.

Beaudry J.P., (1997)- Traitement des eaux : Première édition revue et corrigée- Edition le Griffon d'argile, Québec, pp.223.

Bedos C., Rousseau-Djarbi M.F., flura D., Masson S., Barriuso E. et Cellier P., (2002)- Rate of pesticide volatilization from soil : an experimental approach with a wind tunnel system applied to trifluralin – *Atmospheric Environment*, 36, 39-40, pp. 5917-5925.

Belhaj A., (2001)- Les épidémies d'origine hydrique dans le monde- Synthèse Technique- ENGRET centre de Montpellier et OIE de Limoges, pp 1-16.

Beltran J., Lopez.F.J., Forcada.M. et Hermadez.F., (1997)- Micro extraction procedures combined with large volume injection in capillary gas chromatography for the determination of pesticide residues in environment aqueous samples – *Analytica Chimica Acta*, 356, 2-3, pp. 125-133.

Bernard D. et Maillot.H., (2000)- Présence dans la ressource en eau potable d'éléments présentant des risques sanitaires: nickel, bore, plomb, pesticides- *Journal Européen d'Hydrologie*, 31, 1, pp.11-24.

Bichat F., Sims G.K. et Mulvaney R., (1999)- Microbial utilisation of nitrogen heterocyclic from atrazine- *Soil Sciences Society of Amer. Journal*, 63, pp. 100-110.

Biselli S., Bester K., Hühnerfuss H. et Fent K., (2000)- Concentrations of antifouling compound Irgarol 1051 and of organotins in water and sediment of German North and Baltic Sea Marinas- *Maritime Pollution Bulletin.*, 40, p.233.

Boschet A.F., (2002)- Ressources en eau et santé en Europe- *Journal Européen d'Hydrologie*, 33, 1, pp.33-39.

Bouras O., (2003)- Propriétés adsorbantes d'argiles pontées organophiles : synthèse et caractérisation- *Thèse de l'Université de Limoges*, n°2.

Boussahel R., (2001) – Recherche et dosage des pesticides présents dans l'eau en vue de leur élimination, *Thèse de l'Université de Limoges*, n°17.

Boussahal R., Bouland S., Moussaoui K.M., Baudu M. et Montiel A., (2002)- Détermination of chlorinated pesticides in water by SPME/GC- *Water Research*, 36, pp.1901-1911.

Bourqin A.W., Garnas R.L., Pritchard P.H., Wilkes F.G., Cripe C.R. et Rubinstein N.I., (1979)- Interdependent microcosmes for the assessment of pollutants in the marine environment- *International Journal Environment Stud.*, 13, pp.131-140.

Calvet R., Terce M. et Arvieu J.L., (1980)- Mise au point bibliographique. Adsorption des pesticides par les sols et leurs constituants- *Ann. Agronomique*, pp.427.

Cann M., Kenneth G., Michael C., Runkle, Kenny D., Hryhorczuk, Daniel O., Milton J. et Dana.B., (2002)- Chicago area methylparathion response- *Environment Health Perspectives*, 110, suppl.6, pp. 1075-1078.

Cardot C., (2002)- Génie de l'environnement : Les traitements de l'eau, procédés physico-chimiques et biologiques. Cours et problèmes résolus- Editions ellipses marketing, Paris, pp.247.

Carsel R.F., Smith C.N., Mulkey L.A., Dean J.D. et Jowise P.P., (1984)- User's manual for the pesticide root zone model (PRZM)- *Ann.Agron.*, pp. 427.

Cerejeira m.J, Viana P., Batista S., Pereira T., Silva E.,Valério M.J., Silvia A., Ferreira M. et Silvia-Fernades A.M., (2001)- Pesticides in Portuguese surface and ground waters- *Water Research*, 37, pp.1055-1063.

Chabrol L., (1995)- Etude de sorption des pesticides sur les sols : relation entre qualité des eaux et les traitements phytosanitaires- *Thèse de l'Université de Limoges*, n° 164.

Charles A.P., Paynter M.J.B. et Camper N.D., (1985)- Anaerobic microbial degradation of the herbicide propanil- *Soil Biology and Biochemistry*, 17, 6, pp.815-818.

Chemfinder, (2004)- Propriétés physico-chimiques des matières actives. <URL <http://www.chemfinder.com>.

Chuang C.J., Van Emon M.J., Chou L.Y., Junod N., Finegold K.J. et Wilson K.N., (2003) – Comparison of immunoassay and gas chromatography-mass spectrometry for measurement of polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soil – *Analytica Chimica Acta*, 486, pp 31-39.

Clavel M., (2001)-Problématique des plantes envahissantes dans le delta du fleuve Sénégal : cas de *Salvinia molesta*- Mémoire de DESS, LSEE de l'Université de Limoges

Clerment M., Seux R., et Orhon L., (2000) –Influence de la distance par ruissellement de quelques substances phytosanitaires – *Revue des Sciences de l'Eau*, 13, 1, pp 55-73.

CILSS., (2002)- <URL : <http://www.clissnet.org>.

Cornejo J. et Jamet P., (2000)- Pesticide/Soils interactions : some current research methods- Editions INRA, Paris, pp.479.

Correa I.E. et Steen S.W., (1995)- Degradation of propanil by bacterial isolated and mixed populations from a pristine lake- *Chemosphere*, 30, pp. 103- 116.

Coupe R.H., Manning M.A., Foreman W.T., Goolsby D.A. et Majewski M.S., (2000)- Occurrence of pesticides in rain and air in urban and agricultural areas of Mississippi, April-September 1995- *The Science of the Total Environment*, 248, pp. 227-240.

Cun Ch., Olivier J.M. et Lorleach M., (2002)- Analyse des carbamates par extraction en-line, HPLC/UV-DAD- *Journal Européen d'Hydrologie*, 33, 1, pp.83-100.

Davida V., Pardos M., Diserens J., Ugazio G., Thomas R. et Dominik J., (2003) – Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions- *Water Research*, 37, pp 2847- 2864

David L.S., Daniel S. et Janice E.C., (2000)- Hepatic microsomal desulfuration and dearylation of chlorpyrifos and parathion in fingerling channel catfish: lack of effect from Aroclor 1264- *Aquatic Toxicology*, 50, pp. 141-149.

Decret N° 2001-1220, 22 décembre 2001, relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles.

Dejonghe W., Goris J., Dierickx A., Dobbeleer V.D., Crul K., Pau De Vos Verstraete W. et Top M.E., (2002)- Diversity of 3-chloroaniline and 3,4-dichloroaniline degrading bacteria isolated from three different soils and involvement of their plasmids in chloroaniline degradation- *FEMS Microbiology Ecology*, 42, pp. 315-325.

De Laat J. et Gallard H., (2000)- Kinetic Modelling of Fe(III) H₂O₂ oxydation reactions in solution using atrazine as a model organic compound- *Water Research*, 12, 14, pp. 3107-3116.

Devitt E. et Wiesner M., (1998)- Dialysis investigations of atrazine-organic matter interactions and role of a divalent metal, *Envir. Sci.& Technol.*, 32, pp. 323-337.

Diaw E.B., Ackerer P., Boivin P., Laval F. et Maeght L.J., (2002)- Etude expérimentale des transferts d'eau provoqués par l'irrigation sur des parcelles en moyenne vallée du fleuve Sénégal – *Revue des Sciences de l'eau*, 15, 4, pp 721-736.

Diawara Y., (1998)- Actualisation des données de la végétation et validation des relevés cartographiques du Parc National de Diawling, pp.25.

Directive Européenne, (1998)- 98/83/CEE.

Diouf Seydina., (1998)- Approvisionnement en eau potable dans les pays en voie de développement: quantité et qualité- <URL : http://dgrsund.epfi.ch/GS/genie_san/res_wa/Diouf/approv_2.html

Dortignac L., Serpaud B. et Ayele J., (2004)- Dosage du glyphosate par une méthode polarographique- *Journal Européen d'Hydrologie*, 35, 1, pp.89-99.

Duvail S., Bergkamp G. , Baba M.L., Acreman M. et. Hamerlynck O., (2002)- Modélisation hydraulique et gestion sociale de l'eau « Gestion Intégrée des Ressources Naturelles dans les Zones Inondables Tropicales »- IRD, Paris, pp. 815-834.

Duvail S. et Hamerlynck O., (2003)- Hydraulic modeling as a tool for the joint management of a restored wetland: sharing the benefits of managed flood releases from the Diama dam reservoir- *Hydrology and Earth System Sciences*, 7, 1, pp. 136-146.

Eawag news 49f., (2004)- Les espions chimiques du sous-sol, pp.21-22. <URL: http://www.eawag.ch/publications/eawagnews/www_en49/en49f_pdf/en49f_had.pdf

EPA., (2000)- Pesticides : Fiches documentaires Topiques et Chimiques- Utilisation d'intérieur illégale du méthyl parathion. <URL : <http://www.epa.gov/pesticides/factsh>.

Everts J.W., Mbaye D, Barry.O et Mullié C.W (1998)- Effets de la lutte antiacridienne sur l'environnement- FAO, Projet Locustox, tome III, pp 217.

Everaats J.M, Heesters R., Fisher C.V. et Hillebrand M.th.J., (1993)- Basiline levels of Cyclic pesticides and PCBs in benthic Invertebrates from the continental slope of the Banc d'Arguin (Mauritania)- *Maritime Pollution bulletin*, 26, 9, 515-521.

Extoxnet, (2004)- Caractéristiques du méthylparathion -<URL :<http://www.pmp.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/methylparathion/methylparathion-ext.html>

FAO., (1997)- Document ICP d'orientation des décisions relatif aux pesticides extrêmement dangereux mettant en péril la santé humaine dans les conditions d'utilisation propres aux pays en développement : méthyl parathion, n° du fichier 298.

Feng D. et Aldrich C., (2000)- Sonochemical treatment of simulated soil contaminated with diesel- *Advances in Environment Research*, 4, pp.103-112.

Ferrer I., Barcelo D. et Thurrman E.M., (1999)- Double- disk solid- phase extraction : simultaneous cleanup and trace enrichment of herbicides and metabolites from environmental samples- *Analytica Chimica*, 71, pp. 1009-1015.

Fourmier J., (1988)- Chimie des pesticides, Agence de Coopération Culturelle et Technique, Paris, pp.91-113.

Francisco S.B., Ward R. et Beasley H., (1999)- A new technique to measure bird's dietary exposure to pesticides- *Analytica Chimica Acta*, 399, pp. 173-183.

Fusi P., (1991)- Adsorption et décomposition catalytique des pesticides sur les minéraux argileux- XXIème Congrès du Groupe français des Pesticides, Nancy Brabois, pp.45-72.

Garrido E.M., Lima C.F.L.J., Dlerue-Matos C., Borges F., Silvia A.M.S. et Olivier O.M.A., (2001)- Electrochemical oxidation of propanil and related N-substituted amides- *Analytica Chimica Acta*, 434, pp. 35-41.

Gatidou Georgia., Kotrikla A., Thomaidis S.N. et Lekkas D.T., (2004)- Determination of two antifouling booster biocides and their degradation product in marine sediments by high performance liquid chromatography- diode array detection- *Analytica Chimica Acta*, 505, pp.153-159.

Gautier C., (2002)- Fractionnement de l'aluminium dans les solutions de sols forestiers limousins- Influence de la matière organique, Thèse, Limoges, n° 38.

Gautier C., Ayele J. et Gibaud G., (2000)- Détermination des propriétés physico-chimiques du carbendazine et conséquences sur l'adsorption sur CAP- *Journal Européen d'Hydrologie*, 13, 1, pp.65-84.

Gereke A.C., Tixier C., Bartes T., Schewarzenbach R.P. et Müller S.R., (2001)- Determination of phenylurea herbicides in naturel waters at concentrations below 1ng.L^{-1} using solid-extraction, derivatization and solid-phase microextraction-gas chromatography-mass spectrometry- *Journal of chromatography A*, 930, pp.9-19.

Giry G., (1998)- Sorption de trois herbicides sur un sol limousin. Influence de coadsorbats organiques- *Thèse de l'Université de Limoges*, n 45.

Goody C.D., Chilton J.P. et Harrison I., (2002)- Afield study to assess the degradation and transport of diuron and its metabolites in a calcareous soil- *The Science of the Total Environment*, 297, pp- 67-83.

Green R.E. et Karickhoff S.W., (1990)- Sorption estimates for modeling in pesticides in the soil environment: Processes, impact and modeling- Ed.cheng H.H., soil Sciences .Am. Books Series, Madison, USA, pp.79-101.

Guo L., Jury W.A et Wagenet R.J., (2000)- Dependence degradation on sorption; nonequilibrium model and application to to soil reactors- *Journal of Contaminant Hydrology*, 1, 43, pp.45-62.

Gupta P.K., (2004)- Pesticide exposure- *Indian Scene Toxicology*, 198, 1-3, pp. 83-90.

Gustafson.D.J., (1989)- Groundwater Ubiquity score: a simple method for assasing pesticide leachability- *Environment Toxicol.& Chemistry*, 6, pp.339-357.

Haefele S.M., Johnson E.D., Diallo S., Wopereis M.C.S. et Janin I., (2000a)- Improved soil fertility and weed management is profitable for irrigated farms in Sahelian West Africa- *Field Crops Research*, 66, pp. 101-113.

Haefele S.M., Wopereis M.C.S., Donovan C. et Maubuisson J., (2001b)- Improving the productivity and profitability of irrigated rice production in Mauritania- *European Journal of Agronomy*, 14, pp. 181-196.

Harner T., (1997)- Organochlorine contamination of the Canadian Arctic, and speculation on future trends- *International Journal of Environment and Pollution*, 8, pp.51-73.

Holm H.W., Kollig H.P. et Payne W.R., (1983)- Fate of methyl parathion in aquatic channel microcosms- *Environment Toxicology Chemistry*, 2, pp. 169-176.

Hou Y., Fu F., Liu S., Lie C. Sun Y. et Qiu S., (2002)- The profiles of free organophosphorus poisons in the bile of rabbits poisoned with different organophosphates- *Zhonghua Nei Ke Za Zhi [Chinese Journal of Internal Medicine]*, 41, 12, pp.795-797.

Howard P.H., (1989)- Handbook of Environment Fate Exposure Data for Organic Chemicals- Pesticides, Lewis Publishers, Chelsea, M, vol. 3.

Hsu T.S. et Bartha R., (1976)- The photodecomposition of propanil in aqueous solution- *Journal Agric. Food Chemistry*, 24, pp. 118-122.

Huston J.L. et Wagenet R.J., (1992)- LEACHM. Leaching estimation and chemistry model. A processes-based model of water and solute movement, transformation, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone version 3- Ithaca, Cornell University, pp.122.

IFEN, (2000)- Résumé du rapport technique, Etudes et Travaux, pp.29.

ISCB- collaboration d'Indo-Suisse dans la biotechnologie, (2004)- Résultats du Groupe de Recherche : <URL : <http://www.biotech.biol.ethz.ch/india>.

Jacquin N. et Bittner K., (1998)- Mesure et traitement des pesticides dans l'eau destinée à la consommation humaine- *Environnement et Technique*, 177, pp.45-52.

Jamet P. et Thoisy-dur J.C., (1988)- Pesticide mobility in soils: assessment of the movement of isoxaben by soil thin-layer chromatography- *Bulletin of Environment Contam. Toxicol.*, 41, pp. 135-142.

Jeannot R., Sabik H., Sauvard E. et Genin E., (2000)- Application of liquid chromatography with mass spectrometry for monitoring pesticides in surface waters-*Journal of Chromatography A*, 879, pp. 51-71.

Jerome B. Weber., Wilkerson G.G. et Reinhardt F.C., (2004)- Calculating pesticide sorption coefficients (Kd) using selected soil properties- *Chemosphere*, 55, pp.157-166.

Jury W.A., Spencer W.F. et Farmer W.J., (1984)- Behavior assessment model for trace organics in soil: Application of screening model- *Journal Environ. Quality*, 13, pp. 573-579.

Kam Tin Leung., Steve C., Yingdong G., David C.W., Huang Lee. et Trevors J.T., (1999)- The role of the Sphingomonas species UG30 pentachlorophenol-4- monoxygenase in p-nitrophenol degradation- *FEMS Microbiology Letters*, 173, pp. 247-253.

Kane.A., (1985)- Qualité des eaux et des sols dans le bas delta du fleuve Sénégal- Communication personnelle.

Kenfaoui A., (1997)- Synthèse bibliographique: La salinité des eaux d'irrigation – ENGREF, Montpellier, pp.1-10.

Kim J.M., Lee S.H., Chung H.D. et Lee T.Y., (2003) – Synthesis of haptens of organophosphorus pesticides and development of enzyme-linked immunosorbent assays for parathion methyl – *Analytica Chimica Acta*, 493, pp 47-62.

Koen J.G. et Huber J.F.K., (1970)- A rapid method for residue analysis by column liquid chromatography with polarographic detection Application to the determination of parathion and methylparathion on crops- *Analytica Chimica Acta*, 51, 2, pp.309-315.

Konstantinu K. I., Albanis A.T. Dimitrios E.P. et Ponomis J.P., (2000a)- Removal of herbicides from aqueous solutions by adsorption on Al-pillared clays, Fe-Al pillard clays and mesoporous alumina Aluminum phosphates- *Water Reseach*, 34, 12, pp.3123-3136.

Konstantinu K. I., Sakkas A.V. et Albanis A.T., (2001b)- Photocatalytic degradation of the herbicides propanil and molinate over aqueous TiO₂ suspensions identification of intermediates and the reactions pathway- *Applied catalysis B. Environment*, 34, pp. 227-239.

Lahtela V., (2003) - Managing the Senegal River : National and local Developpement Dilemma- *Water Ressources Developpement*, 19, 2, pp. 279-293.

Lambropoulou D.A. et Albanis T.A., (2004)- Determination of the fungicides vinclozolin and dicloran in soils using ultrasonic extraction coupled with solid-phase microextraction- *Analytica chimica Acta*, 514, pp. 125-130.

Lamoureux G.I. et Frear D.S., (1979)- in ACS Symposium Series N°97: Xenobiotic metabolism: in vitro methods- American Chemical Society, Washington DC, pp. 77-128.

Landgraf M.D., DA Silvia et M.O. DE O. Rezende., (1998)- Mechanism of metribuzin herbicide sorption by humic acid samples from peat and vermicompost- *Analytica chimica Acta*, 368, 1-2, pp.155-164.

Lassister R.R., Parrish R.S. et Burns L.A., (1986)- Décomposition by planktonic and attached microorganisms improves chemicals fate models- *Environment Tox. Chemistry*, 5, pp. 29-39.

Leservoisiier O., (1998)- Mutations dans la vallée du fleuve Sénégal (Mauritanie): affaiblissement des relations de complémentarité en milieu rural- *Urbanisation du Monde Rural*, 33, pp. 127-137.

Locke M.A., (1992)- sorption/desorption of alachlor in surface from two soybean tillage systems- *Journal Environment Quality*, 4, 21, pp.558-566.

- Loyer P., (1989)**- Les sols de la basse vallée du fleuve Sénégal, Caractérisation, distribution et évolution sous culture- Thèse pp11-25.
- Mallick K., Bhurati A., Banerji N., Shakil A. et Sethunathan A., (1999)**- Bacterial degradation of chlorpyrifos in pure cultures and in soil- *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 62, pp. 48-54.
- Mamoru K. et Kastura K., (2001)**- Effects of selected metal ions on photodegradation of organophosphorus pesticides sensitized by humic acids- *Chemosphere*, 45, pp.231-235.
- Mansour M., Feicht E.A., Behechti A., Schramm K.W. et Kettrup A., (1999)**- Determination photostability of selected agrochemicals in water and soil- *Chemosphere*, 39, PP. 575-585.
- Manuela S., Barbara H. et Peter P., (2004)**- Determination of organophosphorus pesticides using membrane-assisted solvent extraction combined with large volume injectin-gas chromatography-mass spectrometric detection- *Journal of Chromatography A*, 1040, 2, pp.251-258.
- Massat F. et Laurent.A., (1999)**- Analyses quantitatives des pesticides dans l'eau par microextraction en phase solide (SPME) couplée à la spectrométrie de masse- *Spectra Analyse*, 208, pp. 23-29.
- Mellick M., (2004)**- Dégradations bactériennes des pesticides d'organophosphorés- <URL : <http://www.jic.bbsrc.ac.uk/syaffe/mike>.
- Michel P., Barousseau J.P., Richard J.F. et Sall M., (1992)**- L'après barrage dans la vallée du fleuve Sénégal (modifications hydrodynamiques et sédimentologiques, conséquences sur le milieu et les aménagements hydro-agricoles)- Résultats des travaux du projet CAMPUS 1989-1992, 152 p.
- Michela S., Elisa F., Prandi C. et Angelo A., (1997)**- Titanium dioxide photocatalysed degradation of some anilides- *Chemosphere*, 35, 5, pp.931-937.
- Mimouni R., Aitalla A., Anajjarel M., Finance C. et Moukrim A., (2002)**- Impact du reje des eaux usées sur la qualité microbiologique des plages de la baie d'Agadir (Maroc)- *Journal Europeen d'hydrologie*, 33, 1, pp. 115-123.
- Montiel A. (1999)**, Réflexions sur la directive 98/83, *Sources et Ressources*, 7, pp. 23 – 28.
- Montiel A. (2000)**, Les métabolites et leur présence dans les eaux souterraines, *Eaux Souterraines en Région Agricole (ESRA) – Poitiers*, pp. 9-16.
- Munoz De La Pena A., Mahedero M.C., et Bautista-Sanchez A., (2003)**- Monitoring of phenurea and propanil herbicides in river water by solid-phase-extraction high performance liquid chromatography with photoinduced fluorimetric detection- *Talanta*, 60, pp. 279-285.
- Nair D.R. et Schnoor J.L., (1994)**- Effect of soil conditions on model parameters and atrazine mineralization- *Journal of Thermal Analysis*, 50, pp.257-268.

N'gam A.O., Kane I., N'gaïdé H. et Sow A., (1997)- Maîtrise de l'enherbement dans les rizières: les cinq meilleures techniques de desherbage chimique expérimentées au Trarza (Mauritanie)-, CNARADA- Note technique n°1, PSI- Mauritanie, pp.1-9.

Notice explicative de la carte géologique à 1/1 000 000 de la Mauritanie (1975)- Monographies géologiques régionales, *Editions du BRGM*, Paris, pp 235.

Noblet J.A., Smith L.A. et Suffet L.M., (1996)- Influence of naturel dissolved organic matter, temperature, and mixing on the abiotic hydrolysis of triazine and organophosphate pesticides- *Journal of Agricultural & Food chemistry*, 44, 11, pp.3685-3693.

Ofor O., (1995)- Oleate adsorption at a Nigerian Hermatite-water interface: effect of concentration, temperature and pH on adsorption density- *Journal of Colloid and Interface Science*, 174, pp. 345-350.

Oleau, (2004)- Filtration lente sur sable: Présentation générale. <URL: <http://www.oieau.fr/ReFFA/fiches/TraitementPotable/IFiltrationLentePG1.htm>

OMS., (1996)- Chidhood diseases in Africa, Fact Sheet n° 109. <URL: <http://www.who.int/inf-fs/en/fact109.html>

OMS., (1998)- Rapport sur la santé dans le monde, résumé d'orientation. <URL: <http://www.oms.ch/whr/1998/exum98f.htm>

ONU-Chronique., (2002)- L'évolution du climat: la production du CO₂ est huit fois plus élevée qu'en 1950: Réchauffement climatique et développement africain. <URL: <http://www.un.org/french/pubs/chronique/2002/numero4/0402p66.html>.

Ortiz- Hamandez M.I., Quintero-Ramirez R., Nava-Ocampo A. et Bello- Ramirez A., (2003)- Etude du mécanisme des espèces de flavobactérie pour des pesticides d'organohosphate d'hydroxylation- *Pharmacologie Fondamentale et Clinique*, 17, pp. 1-7.

OSHA (Occupational Safesty & Health Administration), (2004)- Parathion Méthylque- <URL : <http://www.osha.slc.gov/dts/slct/net>.

Ould Kankou S.M. et Ayele J., (2001)- La rive droite du delta du fleuve Sénégal conséquences du barrage de Diama et identification de certains pesticides- 4^e Congrès International GRUTEE- Limoges, pp.294.

Ould Kankou S.M., Ayele J. et Ould Mahfoud A.E., (2004)- La rive droite du delta du fleuve Sénégal conséquences du barrage de Diama sur la salinité des eaux- *Journal Européen d'Hydrologie*, sous presse.

Ould Mohamed El Moustapha A., (2001)- Etude de la pollution automobile due aux gaz d'échappement à Nouakchott détermination de la teneur en plomb par complexométrie- Mémoire de DEA, Université de Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal, pp 39.

Ould Mohamedou A., Babiero L., Furian S. et Caruba R. (2001), L'érosion du sol en fonction du système pédologique dans le Parc National de Diawling, Mauritanie, *Sécheresse* (Montrouge), 12, 3, pp. 183-186.

Ould Sehla D., (2000)- Impact de la gestion de l'eau sur la biocénose et le biotique dans le Parc National de Diawling (bas delta du fleuve Sénégal)- Mémoire de DEA de Biologie Animale Option : Ecologie- Université Chekh Anta Diop de Dakar, Sénégal, pp.71.

Pablo Richter., Betsabet S, Rodrigo V., Calderon K. et Seguel R., (2003)- Screening and determination of pesticides in soils using continuous subcritical water extraction and gas chromatography-mass spectrometry- *Journal of Chromatography A*, 994, pp. 169-177.

Papalopoulou- Mourdidou, Karpouzas D.G., Pastias J., Kotopoulou A., Milothridou A., Kintzikoglou K. et Vlachou P., (2004)- The potential of pesticides to contaminate groundwater resources of the Axios River basin in Macedonia Northern Greece, Part I. Monitoring study in the north part of the basin- *Sciences of The Total Environment*, 321, pp.127-146.

Perera A., Burleigh R.J. et Davis B.C., (1999)- Movement and retention N-(3,4-dichlorophenyl) propanamide in a paddy-riverine wetland system in Sri Lanka- *Agriculture, Ecosystems & environment*, 72, pp. 255-263.

Peter T.J., Biggs S.J., Weir L.K. et Keating A.B. (2003) – Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia- *Agriculture, Ecosystems and environment*, 94, pp 49-58.

Perrin R. M., Cun C.H., Huart B., Leroy P. et Paillet F.M., (1998)- Utilisation des plans d'expérience pour la mise au point d'une méthode d'extraction liquide solide de pesticides organochlorés dans l'eau- *Journal Européen d'Hydrologie*, 29, 1, pp.33-44.

Piccolo A., Celano G. et De Simone C., (1992)- Interaction of atrazine with humic substances of different origins and their hydrolysed products- *Sciences of The Total Environment*, 117, pp. 403-412.

Picouet C., Hingray B. et Olivry J.C., (2000)- Modélisation conceptuelle globale du régime du transport particulaire sur les fleuves tropicaux d'Afrique : application aux bassins du Niger supérieur et du Bani, Mali- *Revue des Sciences de l'Eau*, 13, 4, pp.463-481.

Pinheiro.A., (1996)- Modélisation de la pollution diffuse agricole : cas des produits phytosanitaires- *Revue de l'Agence de l'Eau Adour Garonne*, 69, pp.7-13.

Piutti S., Tessier L. et Soulas., (1999)- Effet du maïs sur l'adaptation à la dégradation rapide de l'atrazine à l'échelle de la parcelle cultivée- XXIXème congrès du GFP, Périgeux, pp. 271-278.

Prozen H., Zupancic-Krali L. et Salama R.B., (2000)- The interaction of atrazine herbicides with humic acids- *Chromatographia Supplement*, 51, pp. 155-164.

Pussemier L, Goux S., Vanderbeydan V., Debongie P., Trésinie I. et Foucart G., (1997)- Rapid dissipation of atrazine by a bacteria isolate- *Applied & Environment Microbiology*, 37, pp. 171-179.

Rainilli P., (1996)- Pollution des sols : Le sol, un patrimoine menacé- Forum, Paris, pp.307-315.

Ramos I., Vreuls J.J., et Brinkman U.A., (1999)- Simultaneous filtration and liquid chromatographic microextraction with subsequent GC-MS analysis to study adsorption equilibria of pesticides in soil- *Environment Sciences & Technologies*, 33, pp. 3254-3259.

Rapport du Sénat et ses Annexes n° 215., (2003)- Qualité de l'eau et de l'assainissement en France, MIQUEF, REVOL. <URL www.senat.fr/rap/02-215-1/02-215-1.html>- URL www.senat.fr/rap/02-215-1/02-215-2.html

Ribstein P., (1990)- Modèles de crues et petits bassins versants au Sahel, *Editions de l'ORSTOM*, Paris, PP 317.

Rodier J., (1996)- Analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer- 8^e édition, Dunod, Paris, p 1384.

Saada A., Breeze D., Crouzet C., Cornu S. et Baranger P., (2003)- Adsorption of arsenic (V) on kaolinite and on kaolinite- humic acid complexes-roles of humic acid nitrogen groups- *Chemosphere*, 51, pp. 757-763.

Sanderson R., Hewitt A.J., Huddelson E.W. et Roos B.J., (1997)- Relative drift potential and droplet size spectra of aerially applied propanil formulations- *Crop Protection*, 16, 8, pp.717-721.

Sauvegrain P., (1980)- Les micropolluants organiques dans les eaux superficielles continentales. Rapport n°1: les pesticides organophosphorés- Paris, Bureau National de l'Information Scientifique et Technique.

Schloter M., Dilly O. et Munch J.C., (2003)- Indicators for evaluating soil quality- Agriculture, *Ecosystems and Environment*, 98, pp. 255-262.

Schulein J., Martens D., Spitzauer P. et Kettrupa., (1995)- Comparaison of different solid phase extraction materials and techniques by application of multiresidue methods for the determination of pesticides in water by HPLC- *Journal Analytica Chimica*, 352, 6, pp. 565-571.

Sefrioui S.B. et Chergui H., (2002)- Utilisation de microbiotests dans le dépistage de la pollution des milieux aquatiques : Cas du bassin hydrographique de la ville de Fez au Maroc, *Journal Européen d'Hydrologie*, 33,1, pp.101-114.

Semega B.M. (1995)- Interactions physico-chimiques des eaux de la nappe côtière du Trarza (Mauritanie) à Idini et le long du littoral sud. Thèse d'Université, Nice, n° 232.

Semega B.M., Vaillant A., Piro J.P. et Ould Kankou S.M., (1994)- Qualité des eaux souterraines dans le Sud du Trarza- Actes du Colloque de l'Eau de Nouakchott, Mauritanie, pp.115-123.

Shimazu M., Mulchandani A. et Chen W., (2001)- Simultaneous degradation of organophosphorus pesticides and paranitrophenol by genetically engineered *Moraxella* sp. With surface expressed organophosphorus hydrolase- *Biotechnology and Bioengineering*, 76, 4, pp. 318-324.

Soler C., Jordi M. et Yolando P., (2004)- Liquid chromatography- electrospray quadrupole ion-trap mass spectrometry of nine pesticides in fruits- *Journal of Chromatography A*, sous presse.

Souiller C., Garon-Boucher C., Laillet B., Toccanier J., Liaudet F., Réal B. et Dutertre A., (2000)- La simulation de ruissellement : un outil d'évaluation de la capacité des dispositifs enherbés à dissiper les produits phytosanitaires- Actes du 30^{ème} Congrès du Groupe Français des Pesticides, Reims, pp.363-373.

Spectrum (2004)- Fiche documentaire du propanil. < URL <http://www.speclab.com/compound/c709988.htm>

Takagi K. et Watanabe H., (2000)- A Simulation Model for predicting pesticide concentrations in and surface soil. I Model development. II. Model validation and area- *Environmental Technology*, 12, 21, pp. 1379-1404.

Tayal A.K., Kaur I. et Tandon S.N., (1999)- Identification of metabolites of methyl parathion in plant, water and soil- *Analytical Letters*, 32, 12, pp. 2521-2530.

Teil J.M., Blanchard M. et Chevreuil M., (2003)- Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs et pesticides) in northern France- *Chemosphere*, 55, pp. 501-514.

Teresa C., Santos R., Rocha C.J. et Barcelo., (2000)- Determination of rice herbicides, their transformation products and clofibric acid using on-line solid-phase extraction followed by liquid chromatography with diode and atmospheric pressure chemical ionisation mass spectrometric detection- *Journal of Chromatography A*, 879, pp.3-12.

Tixier C., Bogaerts P., Sancelme M., Bronnemo F., Twagilimana L., Cuer A., Bohatier J. et Veschambre H., (2000)- Fungal biodegradation of a phenylurea herbicide diuron: structure and toxicity of metabolites- *Pesticides Management Sciences*, 56, pp.455-462.

Tolosa I., Readman W.J. et Mee D.L., (1996)- Comparaison of the performance of solid-phase extraction techniques in recovering organophosphorus and organochlorine compounds from water- *Journal of Chromatography A*, 725, pp. 93-106.

Veillerette F., (2003a)- Pesticides, le piège se referme- editions Terre Vivante. <URL: <http://www.univers-nature.com/dossiers/pesticides/alerte.html>

Veillerette F., (2003b)- Pesticides et cancers chez l'adulte. <URL- <http://perso.wanadoo.fr/francois.veillerette/pestcancer.htm>

Wander W.S., Dijkstra A., Gabriel J.M., Agterveld P.M., Noort P.C. et Parson R.J., (2002)- Competition of a parathion –hydrolyzing Flavobacterium with bacteria from ditch water in carbon-, nitrate- and phosphate- limited continuous cultures- *FEMS Microbiology Ecology*, 43, pp. 45-53.

Wittke K., Hagimiragha H., Dunemman K. et Begerow J., (2001)- Determination of dichloroanilines in humans urine by GC-MS, GC-MS-MS and GC-ECD as markers of low – level pesticide exposure- *Journal of Chromatography B: Biomedical Sciences and Applications*, 755, 1-2, pp. 215-228.

Yakovleva J., Zherdev V.A., Popova V.A., Eremin A.S. et Dzantiev B.B., (2003)- Production of antibodies and development of enzyme-linked immunosorbent assays for the herbicide butachlor – *Analytica Chimica Acta*, 491, pp 1-13.

Xu P., Yuan D., Zhong S. et Lin Q., (2003)- Dermination of organophosphorus pesticides and related compounds in water samples by membrane extraction and gas chromatography-*Environment Monitoring And Assessment*, 87, 2, pp. 155-168.

Yu-Huan L, Yang L., Zhi-Shi C., Jie L., Xiao H. et Ying-Cheng C., (2004)- Purification and characterisation of a novel organophosphorus pesticide hydrolase from penicillium lilacinum BP303- *Enzyme and microbial Technology*, 34, pp. 297-303.

Yu-Hui Yang et Koopal K.L., (1999)- Immobilisation of humic acids and binding of paranitrophenol to immobilised humics- *Colloids and Surfaces A Physicochemical and Engineering Aspects*, 151, pp. 201-212.

Zambonin C.G., Losito I., Cilenti A. et Palminaso., (2002)- Solid –phase microextraction coupled to gas chromatography-mass spectrometry for the study of soil adsorption coefficients of organophosphorus pesticides, *Journal of Environment Monitoring*, 4, pp. 477-478.

Zekkour H., et Béron P., (2001) – Procédé innovateur de contrôle de la formation de composés organochlorés – *Vecteur et Environnement*, 34, 6, pp 42-49.

Zhao L., Zhu L. et Kee Lee H., (2002)- Analysis of aromatic amines in water samples by liquid-liquid- microextration with hollow fibers and high-performance liquid chromatography- *Journal of Chromatography A*, 963, pp. 239-248.

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1 : CARTE DE SITUATION DE LA MAURITANIE EN AFRIQUE ET DU DELTA ET FLEUVE SÉNÉGAL EN MAURITANIE.....	16
---	-----------

FIGURE 2 : MOYENNES DE 1961 À 1990 DE LA PLUVIOMÉTRIE, LA TEMPÉRATURE ET DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION DANS CERTAINES RÉGIONS DE LA MAURITANIE (FAO).....	17
FIGURE 3 : LE CALENDRIER AGRICOLE DANS LE DELTA DE LA RIVE DROITE DU FLEUVE SÉNÉGAL.....	20
FIGURE 4 : VOIES DE DÉGRADATION DU MÉTHYLPARATHION EN MILIEU AQUEUX (ADAPTÉ DE BOURQUIN ET AL., 1979).....	44
FIGURE 5 : INTERACTIONS ENTRE PROCESSUS CHIMIQUES ET BIOLOGIQUES DANS LE SOUS-SOL DU DCPA	46
FIGURE 6 : ZONE D'ÉTUDE DANS LE DELTA DU FLEUVE SÉNÉGAL DE LA MAURITANIE.....	57
FIGURE 7 : DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL DE L'ÉTUDE DE L'ADSORPTION DES PESTICIDES SUR LE SOL ET LEUR DÉSORPTION DE CE DERNIER PAR L'EUP.	67
FIGURE 8 : CHROMATOGRAMMES OBTENUS AVEC LA CHAÎNE HPLC-DAD À 284 ET 205 NM POUR LES PESTICIDES.....	70
FIGURE 9 : COURBES DE SATURATION DU SOL PAR LE PESTICIDE ET SA DÉSORPTION PAR L'EUP.....	74
FIGURE 10 : LOCALISATION DE LA ZONE D'ÉTUDE DANS LE DELTA DU FLEUVE SÉNÉGAL (DUVAIL, 1998).....	78
FIGURE 11 : SCHÉMA DE LA ZONE D'ÉTUDE DANS LE DELTA DU FLEUVE SÉNÉGAL.....	78
FIGURE 12 : FLUCTUATIONS DE LA CONCENTRATION DE NA⁺ ET CL⁻ À DIAMA PENDANT L'ANNÉE 1985 (ADAPTÉ DE KANE, 1985).....	82
FIGURE 13 : FLUCTUATIONS DE LA CONCENTRATION DE NA⁺ ET CL⁻ À DIFFÉRENTS SITES DE LA VILLE DE ROSSO (LES MOYENNES DES ANALYSES EFFECTUÉES EN 2003 SUR LES SITES R1 À R5).....	83

FIGURE 14 : VARIATIONS DE LA CONCENTRATION DE NA+ ET CL- DE DIAMA À R'KIZ EN MAI 2003.....	84
FIGURE 15 : VARIATIONS DE LA MOYENNE DES CONCENTRATIONS DE NA+ ET CL- EN FONCTION DE L'ANNÉE PRÉLÈVEMENT- ANALYSES EFFECTUÉES SUR LES ÉCHANTILLONS D'UN MÊME SITE À KEUR MACÈNE EN 2001 (K01), 2002 (K02) ,2003 (K03) ET 2004 (K04).....	85
FIGURE 16 : VARIATIONS DES CONCENTRATIONS DE NA+ ET CL- EN UN SITE DU LAC DE R'KIZ DE 2001 À 2004 AVEC RK01- (2001), RK02- (2002), RK03- (2003) ET RK04- (2004).....	85
FIGURE 17 : VARIATIONS DE LA CONCENTRATION DE NA+ ET CL- DANS LE CANAL DE N'POURRIÉ DE 2001 À 2004. R01, R02, R03 ET R04 (RESPECTIVEMENT MOYENNES DES ANALYSES EFFECTUÉES).....	86
FIGURE 18 : LES DIFFÉRENTS SPECTRES DU DCPA ET DU DCA EN FONCTION DU PH DU MILIEU.....	92
FIGURE 19 : LES DIFFÉRENTS SPECTRES DU MP ET DU PNP EN FONCTION DU PH DU MILIEU.....	93
FIGURE 20 : DÉGRADATION DU 2,3-DCPA ET DU MP DANS L'EUP.....	95
FIGURE 21 : BILAN DE LA DÉGRADATION DU 2,3-DCPA ET DE LA FORMATION DE LA DCA À PH = 1,63.....	95
FIGURE 22 : BILANS DE LA DÉGRADATION DU MP PH=10,81 ET DE LA FORMATION DU PNP.....	96
FIGURE 23 : BILAN DE LA DÉGRADATION DU 2,3-DCPA ET DE LA FORMATION DE SON MÉTABOLITE DCA POUR LA CONCENTRATION (2G.L-1) DE NA CL À PH(EUP) = 6,21.....	97
FIGURE 24 : BILAN DE LA DÉGRADATION DU MP ET DE SON MÉTABOLITE PNP POUR LA CONCENTRATION (18 G.L-1) DE NA CL.....	98
FIGURE 25 : CINÉTIQUES D'ADSORPTION DU MP ET 2,3-DCPA SUR LE SOL DE R'KIZ RK.....	99

FIGURE 26 : DIFFÉRENTES ISOTHERMES DIRECTES D'ADSORPTION DU 2,3-DCPA SUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS.....	101
FIGURE 27 : DIFFÉRENTES ISOTHERMES DIRECTES D'ADSORPTIONS DU MP SUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS.....	102
FIGURE 28 : ISOTHERMES DIRECTES DU PNP SUR LES SOLS DE PK55, G, ET R.....	106
FIGURE 29 : COURBES DE PERCÉE ET DE FUITE DU 2,3-DCPA SUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS ET LE SOL LIMOUSIN.....	108
FIGURE 30 : COURBES D'ADSORPTION ET DE DÉSORPTION DU MP SUR QUATRE SOLS MAURITANIENS.....	112
FIGURE 31 : COURBES D'ADSORPTION ET DE DÉSORPTION DU PNP SUR PK55, G ET R EN RÉACTEUR DYNAMIQUE.....	116
FIGURE 32 : CAPACITÉ D'ADSORPTION DES DIFFÉRENTS SOLS ÉTUDIÉS POUR LES TROIS PESTICIDES DCPA, MP ET PNP ET LA RELATION COMPARATIVE AUX CONSTITUANTS DU SOL SUSCEPTIBLES DE L'INFLUENCER (% DE MO, CEC, % D'ARGILE, PH, CONCENTRATION EN CAO ET % DE SATURATION).....	121
FIGURE 33 : POURCENTAGES FIXÉS DES QUANTITÉS ADSORBÉES DES TROIS PESTICIDES ÉTUDIÉS À 40 % D'ADSORPTION SUR LES DIFFÉRENTS SOLS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET LES CARACTÉRISTIQUES DU SOL SUCEPTIBLES DE LES INFLUENCER.....	123
FIGURE 34 : DIFFÉRENTS VOLUMES D'EUP À 40% DE DÉSORPTION DES PESTICIDES DES DIFFÉRENTS SOLS ÉTUDIÉS AVEC 1/N IDENTIFIÉS POUR LES MÊMES PESTICIDES LORS DE L'ÉTUDE EN RÉACTEUR DYNAMIQUE... 	124
FIGURE 35 : FORMULAIRE DE L'ENQUÊTE (LE FORMULAIRE EST ADMISTRÉ EN FRANÇAIS OU EN ARABE).....	155
FIGURE 36 : LES RÉSULTATS DE L'ENQUÊTE DE TERRAIN SONT REGROUPÉS DANS DES TABLEAUX PAR THÉMATIQUE. :.....	156

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1: CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU MP, DU 2,3-DCPA ET DE LEUR ULTIME MÉTABOLITE RESPECTIF PNP ET 2,3-DCA [ACTA, (1995) ET CHEMFINDER, (2004)].....	60
TABLEAU 2 : LES VALEURS DE PH, TESTÉES SUR LES DEUX MATIÈRES ACTIVES MÈRES LORS DE L'ÉTUDE DE L'INFLUENCE DU PH DE LA SOLUTION D'EUP SUR LEUR DÉGRADATION.....	65
TABLEAU 3 : LES CONCENTRATIONS DE NACL TESTÉES SUR LA DÉGRADATION DES MATIÈRES ACTIVES DANS L'EUP.....	65
TABLEAU 4: LES TEMPS DE RÉTENTIONS DES QUATRES PRODUITS, IDENTIFIÉS À PARTIR DE LEUR CHROMATOGRAMME.....	71
TABLEAU 5: MOYENNE DES PARAMÈTRES DE TERRAIN DANS TROIS SITES DIFFÉRENTS DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	82
TABLEAU 6 : LES VARIATIONS DES CONCENTRATIONS DE CERTAINS ÉLÉMENTS (EN MG.L-1) EN 1985 DANS L'EAU DU FLEUVE À DIAMA (ADAPTÉ DE KANE, 1985).....	82
TABLEAU 7 : VARIATIONS DES CONCENTRATIONS ($\pm 0,01$MG.L-1) DE CERTAINS CONSTITUANTS DE L'EAU DU FLEUVE À DES SITES DE LA VILLE DE ROSSO EN MARS 2003 ET MARS 2004 AVEC R1, R2, R3, R4 ET R5 SITES DE PRÉLÈVEMENTS DE L'EAU DU FLEUVE À ROSSO ET R- EAU DE N'POURRIÉ.....	87
TABLEAU 8 : LES CONCENTRATIONS (EN MG.KG-1 DE SOL SEC) DA CERTAINS PCBS DANS LE SOL N'POURRIÉ R.....	88

TABLEAU 9 : LES CONCENTRATIONS (EN MG.KG-1 DU SOL SEC) DE CERTAINS HPAS DANS LE SOL DE N'POURRIÉ R.....	88
TABLEAU 10 : CARACTÉRISTIQUES DES CINQ SOLS MAURITANIENS ET DU SOL LIMOUSIN D (GAUTHIER* 2002).....	89
TABLEAU 11 : TENEURS EN ANIONS, CATIONS ET CARBONE ORGANIQUE (\pm 0,01MG.L-1) DISSOUS EXTRACTIBLES PAR L'EUP À PARTIR DE CERTAINS SOLS MAURITANIENS EN FONCTION DU TEMPS DE CONTACT.....	90
TABLEAU 12 : LONGUEUR D'ONDE MAXIMALE (λ MAX) ET COEFFICIENT D'EXTINCTION MASSIQUE (ε) D'ADSORPTION DU DCPA ET DE LA DCA À DIFFÉRENTS PH.....	92
TABLEAU 13 : LONGUEUR D'ONDE MAXIMALE (λ MAX) ET COEFFICIENT MASSIQUE (ε) D'ADSORPTION DU MP ET DU PNP À DIFFÉRENTS PH.....	93
TABLEAU 14 : CARACTÉRISTIQUES DE L'INFLUENCE DE LA CONCENTRATION (MG.L-1)DE NA CL SUR LA DÉGRADATION DU MP (1ER ORDRE).....	98
TABLEAU 15 : PARAMÈTRES COMPARATIFS DES CINÉTIQUES DU MP ET DCPA SUR LE SOL DE R'KIZ RK.....	100
TABLEAU 16 : LES VALEURS DE KD OBTENUES À PARTIR DES ISOTHERMES DIRECTES DES DEUX PESTICIDES SUR LES DIFFÉRENTS SUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS PK55, G, R, T ET RK.....	104
TABLEAU 17 : CONSTANTES DE FREUNDLICH DES PESTICIDES MP ET DCPA SUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS.....	104
TABLEAU 18 : VALEURS DE KD IDENTIFIÉES À PARTIR DES ISOTHERMES DIRECTES DU PNP SUR LES TROIS SOLS ÉTUDIÉS.....	106
TABLEAU 19 : CONSTANTES DE FREUNDLICH DU PNP SUR LES TROIS SOLS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DISCONTINU.....	107

TABLEAU 20 : CARACTÉRISTIQUES D'ADSORPTION DU 2,3-DCPA SUR LES SIX SOLS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE QUELQUES CARACTÉRISTIQUES* DES SOLS.....	111
TABLEAU 21 : BILAN DE DÉSORPTIONS DU 2,3-DCPA SUR LES SIX SOLS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE.....	111
TABLEAU 22 : CARACTÉRISTIQUES D'ADSORPTION DU MP SUR LES DEUX SOLS GARACK ET N'POURRIÉ EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE DEUX CARACTÉRISTIQUES* DE SOL.....	115
TABLEAU 23 : PARAMÈTRES DE DÉSORPTION DU MP DES DEUX SOLS GARACK ET N'POURRIÉ EN RÉACTEUR DYNAMIQUE.....	115
TABLEAU 24 : CARACTÉRISTIQUES À 40 % D'ADSORPTION DU MP SUR LES QUATRE SOLS MAURITANIENS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE QUELQUES CARACTÉRISTIQUES* DE SOL.....	115
TABLEAU 25 : PARAMÈTRES À 40 % DE DÉSORPTION DU MP DES QUATRE SOLS MAURITANIENS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE LA TENEUR EN CHLORURES* DU SOL.....	116
TABLEAU 26 : CARACTÉRISTIQUES D'ADSORPTION DU PNP SUR LES TROIS SOLS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE QUELQUES CARACTÉRISTIQUES* DE SOL.....	118
TABLEAU 27 : PARAMÈTRES DE DÉSORPTION DU PNP DES TROIS SOLS ÉTUDIÉS EN RÉACTEUR DYNAMIQUE ET RAPPEL DE QUELQUES CARACTÉRISTIQUES* DE SOL.....	118
TABLEAU 28 : DIFFÉRENTS KF DU MP ET DU DCPA, IDENTIFIÉS LORS DE L'ÉTUDE EN RÉACTEUR DISCONTINU ET LES DIFFÉRENTES CAPACITÉS D'ADSORPTION RECALCULÉES À 40% POUR LES CINQ SOLS MAURITANIENS DÉTERMINÉES LORS DE L'ÉTUDE EN RÉACTEUR DYNAMIQUE.....	120

Annexe I

Figure 35 : Formulaire de l'enquête (le formulaire est administré en Français ou en Arabe).

Questionnaire relatif aux comportements des agriculteurs en vers l'eau et les pesticides, dans la vallée du fleuve Sénégal. (cochez la bonne réponse)

Localité :

	Rosso	Keur-Macène	R'Kiz,	Diamana
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

***Eau de consommation :**

source de l'eau de boisson :

	fleuve	marigot	robinet	puit
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- a-t-elle un goût ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- a-t-elle une couleur ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Cette eau est-elle traitée ?

- Si oui, comment ?

***Pesticides**

-Origine :

l'état	particulier	autres
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Nom des pesticides que vous utilisez :

- Quantité par ha :

- Mode de traitement : épandage sur :

	sol	plantes
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- sous formes :

poudre	liquide		
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>		

- Période de traitement :

hivernage(7-9)	printemps(10-12)	automne(1-3)	été(4-6)
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Vous manipulez avec ?

tenue	gants	chaussures fermées	rien
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Sur le site du traitement, vous :

vous lavez les main	vous lavez le corps	buvez du lait	mangez rien
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Fumez-vous au moment du traitement ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Avez-vous subi une formation?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Avez-vous un niveau d'études ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Lequel ?

- Consultez-vous les notices de l'emballage ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Que faites-vous avec les emballages ?

utilisés dans le ménage	détruits	enterrés
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Avez vous contractez des maladies ces dernières années?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Si oui lesquels :

diarrhée	paludisme	bilharziose
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Combien de fois par an ?

- Utilisez-vous des produits pour conserver les semences ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Si oui lesquels ?

- Traitez-vous les récoltes avec des produits ?

	oui	non
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

- Si oui lesquels ?

Figure 36 : Les résultats de l'enquête de terrain sont regroupés dans des tableaux par thématique. :

Localité	Eau de boisson de l'agriculteur											
	Fleu	mare	puit	robinet	odeur		couleur		gout		traitée	
					oui	non	oui	non	oui	non	oui	non
Rosso	25		1	3	11	13	10	14	15	9	15	9
R'Kiz	24			5	4	22	17	9	8	18	1	25
K,M	25	1		3	12	15	6	21	16	11	15	12
diama	13				5	8	6	7	6	7	5	8
Nbre r	87	1	1	11	32	58	39	51	45	45	36	54
%	87	1	1	11	36	64	43	57	50	50	40	60

Localité	Informations sur pesticides et la date de traitement												
	Origine			façon de trait		periode de traitement				formulation		produit cor	
	Etat	Particu	Aurtes	sol	plan	hiver	printe	auton	ete	liquide	solide	seme	reco
Rosso	12	17	5	9	22	18	10	7	9	21	13	2	2
R'Kiz	5	24	2	1	27	3	5	4	4	28	2		
K,M	6	23	1	14	20	10	3	8	13	22	11	2	6
diama	7	9	4	2	9	4	7	6	2	9	6	6	6
Nbre r	30	73	12	26	78	35	25	25	28	80	32	10	14
%	26	63	10	25	75	31	22	22	25	71	29	10	14

Comportement à risque sur le site

Localité	comportement sur le site															
	gants		tenue		chaus. Fer		douche		mains		boire		manger		fumer	
	oui	non	oui	non	oui	non	oui	non	oui	non	oui	non	oui	non	oui	non
Rosso	12	15	13	14	13	14	15	12	20	7	13	14	9	18	7	20
R'Kiz	4	24	11	17	11	17	9	19	15	13	5	23	5	23	4	24
K,M	10	16	7	19	8	18	14	12	18	8	6	20	7	19	10	16
diama	7	5	7	5	7	5	6	6	9	3	5	7	6	6	4	8
Nbre r	33	60	38	55	39	54	44	49	62	31	29	64	27	66	25	68
%	35	65	41	59	42	58	47	53	67	33	31	69	29	71	27	73

Informations sur l'état de l'agriculteur

Localité	santé				etudes et formations						usage des emballages des pestici						
	malad				illettré	prima	secon	unive	formation		lire notice		jeter	détr	enfo	mén	
	diarrhée	bilha	paludi	autres					oui	non	oui	non					
R'	14	7	3	9	3	11	7	5	4	13	11	11	17	2	13	8	4
RK	17	6	2	14	3	19	4	3	1	3	23	6	20	3	9	7	7
K	16	9	1	14	5	19	4	3	1	9	16	8	19	14	9	4	1
D	3	2	2	4	5	12	1			3	9	5	8	4	4	1	4
Nbre r	50	24	8	41	16	61	16	11	6	28	66	30	64	23	35	20	16
%	50	27	9	46	18	65	17	12	6	30	70	32	68	24	37	21	17

La dernière ligne de chacune des quatre parties comporte le pourcentage de réponses à la question posée. Ce pourcentage peut être supérieur à cent pour certaines questions, quand la

réponse à une question n'exclut pas la seconde (exemple origine du pesticide : la formulation pourra être achetée au particulier et/ou de l'état).

Les lignes comportent le nombre de réponses à toutes les questions de la partie pour une localité. Les localités sont Rosso, R'kiz, Keur Macène (KM) et Diama.

Les colonnes indiquent les réponses des différentes localités à une seule question (si la question comporte les réponses oui et non les deux colonnes successives donnent le nombre de réponses affirmatives et négatives de chaque localité).

Il est important de souligner ici que plus de cent formulaires ont été administrés mais par principe de précaution, un contrôle systématique est effectué sur place avec la personne interrogée en recommançant au moins cinq questions de n'importe quelle partie du questionnaire. Si les nouvelles réponses se contredisent à plus de 50% des réponses auparavant la fiche n'est pas validée.

Le temps de l'administration du questionnaire est choisi par l'agriculteur le plus souvent lors de ses pauses ou le soir dans son domicile.

Certes les statistiques des agriculteurs de la zone seraient les bienvenus mais il est difficile de les dresser de façon rigoureuse. Cette enquête a l'avantage d'indiquer l'acuité de certains problèmes et suggère une solution rapide et pertinente pour l'ensemble de la région.

Résumé

La première partie de ce travail est consacrée à un suivi de la qualité des eaux du delta du fleuve Sénégal et une enquête de terrain montre les risques liés à la consommation de l'eau brute du fleuve et à la mauvaise utilisation des pesticides dans cette rive droite du delta du fleuve Sénégal (de R'kiz à Diama).

La deuxième partie est une étude en laboratoire du devenir de deux pesticides à savoir le Méthylparathion (MP) et le 2,3-Dichloropropionanilide (DCPA) en solutions aqueuses et sur cinq échantillons de sol prélevés dans la zone d'étude.

Les résultats obtenus lors de l'étude sur le terrain mettent en évidence :

- la vulnérabilité des eaux et des sols de la zone depuis la mise en place des deux barrages Diama (anti-sel) et Manantalli (hydro-électrique) et l'intensification de l'agriculture dans la région, avec ses conséquences ;
- la nécessité de mettre en place un système d'assainissement des eaux usées.

Les résultats de l'étude en laboratoire montrent :

- la particularité des sols mauritaniens dans leur composition physico-chimique, avec notamment de fortes teneurs en ions alcalino-terreux ;
- la dégradation, relativement rapide, des deux produits phytosanitaires dans l'Eau Ultra Pure et en solutions aqueuses à différents pH et taux de salinités ainsi que la formation de leur ultime métabolite respectif ;
- le comportement des deux matières actives sur des sols de la zone d'étude en réacteurs discontinu et dynamique et l'influence des constituants des différents sols et notamment de la salinité sur leur devenir.

Pour préserver la santé des agriculteurs et par suite la santé publique et l'environnement, une sensibilisation et une vulgarisation sur les dangers des produits phytosanitaires et le bon usage d'une eau de surface s'imposent. La mise en place de traitements de l'eau, simples mais surtout efficaces, comme la filtration lente par exemple, est plus que jamais urgente dans les zones où l'eau brute fleuve est la seule source de boisson.

Mots clefs : pollution, eau, sol, pesticides, sorption, delta du fleuve Sénégal, Mauritanie.

VULNERABILITY OF WATER AND SOILS OF THE RIGHT BANK OF THE SENEGAL RIVER IN MAURITANIA – STUDY IN LABORATORY OF THE BEHAVIOUR OF TWO PESTICIDES.

Abstract

The first part of this work was devoted to follow up in the field the quality of waters of the delta of the Senegal river and investigation shows the risks related to the consumption of raw water of the river and the misuse of the pesticides in this right bank of the delta of the Senegal river (from R'kiz to Diama);

The second part was a study in laboratory of the behaviour of two pesticides the Methylparathion (MP) and the 2,3-Dichloropropionanilide (DCPA) in aqueous solutions and on five samples of soil taken on the zone of study.

The obtained results during this field survey highlight:

- the vulnerability of waters and grounds of this zone since the construction of the two dams, Diama (anti-salt) and Manantalli (hydro-electric) and the intensification of agriculture in this area;
- the necessity to set up a system for waste water treatment.

The results of the study in laboratory show:

- the special nature of the Mauritanian grounds in their physicochemical composition, specially with high contents in alkaline and earthy matters;
- the relatively rapid degradation of the two pesticides in Ultra Pure Water, in aqueous solutions with different pH and salinity ratio and the formation of their respective ultimate metabolite;
- the behaviour of the two active matters with the soils of the zone of study through batch and dynamic reactor and the influence of the components of these soils, specially their salinity, on their future.

To preserve the health of the farmers and consequently the public health and the environment, an awareness and a popularization of the dangers of the pesticides and of the use of raw surface water are essential; the installation of straightforward but especially effective water treatments, such as slow filtration is more than ever urgent in the zones where rough river water is the only source of drinking.

Keywords: pollution, water, soil, pesticides, sorption, the delta of the River Senegal, Mauritania.