



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
Laboratoire des Radio Isotopes
Service Radio Agronomie



UNIVERSITE D'ANTANANARIVO
Ecole Supérieure des Sciences
Agronomiques



INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE
AGRONOMIQUE
UMR TCEM INRA-ENITA BORDEAUX

THÈSE

présentée à l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques d'Antananarivo
en vue de l'obtention du diplôme de DOCTORAT EN SCIENCES AGRONOMIQUES

par :

Jaona Harilala ANDRIAMANIRAKA

ETUDE ET MODELISATION DE LA BIODISPONIBILITE DU PHOSPHORE DANS UN SOL CULTIVE DE MADAGASCAR EN FONCTION DES PRATIQUES CULTURALES

soutenue le 19 juin 2009 devant le jury composé de :

| | | |
|--|--|-----------------------|
| Neupomuscène RAKOTOZANDRINY | Professeur titulaire ESSA, Université d'Antananarivo | Président |
| Alain ALBRECHT | Directeur de Recherche IRD, Madagascar | Rapporteur |
| Jean Chrysostôme RANDRIAMBOAVONJY | Professeur ESSA, Université d'Antananarivo | Rapporteur |
| Sylvain RAMANANARIVO | Professeur ESSA, Université d'Antananarivo | Examineur |
| Blandine ANDRIANARISOA | Professeur titulaire Fac. Sciences, Université d'Antananarivo | Examineur |
| Lilia RABEHARISOA | Professeur ESSA, Université d'Antananarivo | Directeur de thèse |
| Christian MOREL | Ingénieur de Recherche, HDR INRA, Bordeaux | Co-directeur de thèse |

REMERCIEMENTS

La réalisation et l'aboutissement de cette thèse sont le fruit de la contribution de nombreuses personnes et institutions.

Je tiens d'abord à adresser toute ma gratitude à Professeur Lilia Rabeharisoa, directeur de thèse, et Docteur Christian Morel, co-directeur de thèse, sans lesquels ce travail n'aurait pu aboutir. Je les remercie pour leur soutien et pour le fait de m'avoir partagé leur expérience pendant les travaux de laboratoire à Bordeaux et à Antananarivo. Ils m'ont encouragés du début jusqu'à la fin de ce travail laborieux, à persévérer, à être rigoureux sur les méthodes de travail. Leurs critiques, remarques et recommandations pertinentes m'ont beaucoup aidé à la rédaction de ma thèse. Je leur adresse toute ma reconnaissance pour leur patience et leur disponibilité.

Ma plus profonde gratitude est adressée à :

- Monsieur Alain Albrecht, Directeur de Recherche à l'IRD, et Monsieur Jean Chrysostôme Randriamboavonjy, Professeur, Département Eaux et Forêt à l'ESSA de l'Université d'Antananarivo, pour m'avoir fait l'honneur d'être les rapporteurs de cette thèse ;

- Madame Blandine Andrianarisoa, Professeur titulaire, Chef de laboratoire de Biotechnologie-Microbiologie au Département de Biochimie fondamentale et appliquée, Faculté des Sciences de l'Université d'Antananarivo, et Monsieur Sylvain Ramanananarivo, Professeur, Chef de Département Agro-management à l'ESSA de l'Université d'Antananarivo, pour avoir accepté d'examiner notre thèse ;

- Monsieur Neupomuscène Rakotozandry, Professeur titulaire, Chef de Département Elevage à l'ESSA de l'Université d'Antananarivo, d'accepter notre sollicitation pour présider le jury de cette thèse.

Mes remerciements à l'UMR TCEM de l'INRA Bordeaux de m'avoir accueilli parmi eux, particulièrement :

Je remercie très sincèrement Sylvain Pellerin pour son accueil au sein de son équipe et aussi pour ses conseils toujours pertinents.

Toute l'équipe de Chercheur de l'UMR TCEM trouve également ici mes remerciements pour l'accueil chaleureux et la convivialité pendant mes trois séjours en Bordeaux.

Un grand merci pour Sylvie Bussière technicienne et Alain Vives technicien à l'UMR TCEM, qui m'ont aidé aux analyses de Carbone total dissous et de P par chromatographie ionique. Je leur adresse tout mon respect pour leur disponibilité et amabilité.

Je remercie également Corinne Sert et Eric Martin pour leur appui administratif et technique.

Mes remerciements au Laboratoire des Radio-Isotopes d'Antananarivo, dirigé par Professeur Lilia Rabeharisoa, de m'avoir accueilli parmi eux pendant la réalisation de cette thèse. Mes remerciements sincères et amicaux vont à tout le personnel du LRI et particulièrement Lova pour sa disponibilité et son aide sur les analyses au laboratoire (paix à son âme).

Mes remerciements au Département Agriculture de l'ESSA Antananarivo, dirigé par Docteur Jean Chrysostôme Rakotondravelo, de m'avoir libéré de la responsabilité de notre laboratoire et de me donner l'occasion de faire cette thèse.

Pour les moments extraordinaires passés ensemble je tiens à remercier mes collègues à Bordeaux et à Antananarivo : David, Jean Marc, Marie Paule, Lalajaona, Andry,...

Mes remerciements à l'Agence Universitaire de la Francophonie (AUF), le Département « Environnement et Agronomie » de l'INRA Bordeaux et le Laboratoire des Radio-Isotopes pour l'appui financier de cette thèse.

Mes remerciements s'adressent à tous les membres du comité de pilotage de la thèse, notamment mes deux Directeurs de thèse, Docteur Jean Chrysostôme Rakotondravelo Chef de Département Agriculture de l'ESSA, Docteur Lala Aimé Razafinjara Directeur de la Recherche au Ministère de l'Education Nationale, Professeur Jean Chrysostôme Randriamboavonjy Enseignant-chercheur au Département Eaux et Forêt de l'ESSA, Docteur Christian Feller Représentant de l'IRD Madagascar et Docteur Lydie Lardy Chercheur à l'IRD Madagascar pour leurs conseils et leur disponibilité malgré leur lourde responsabilité.

Je remercie très chaleureusement ma femme Virginie qui a été toujours à mes côtés même si dès fois, physiquement, elle était très loin de moi. Elle m'a beaucoup encouragé et impulsé pour arriver à la fin de ce travail. Un grand merci à mes deux enfants Norohasina et Zohasina qui ont accepté mon absence pendant mes séjours en France.

Également je remercie mes parents et toute ma famille pour les efforts et les sacrifices qu'ils ont faits pour que je puisse réaliser mes rêves.

LISTE DES ABREVIATIONS

| | |
|--------------|---|
| AFNOR | : Association Française des Normalisations |
| Al | : Aluminium |
| AUF | : Agence Universitaire de la Francophonie |
| Ca | : Calcium |
| CEC | : Capacité d'Echange Cationique |
| CI | : Chromatographie Ionique |
| CO | : Carbone Organique |
| Cp | : Concentration des ions phosphates dans la solution de sol |
| ESSA | : Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques |
| F1 | : Niveau de fertilisation avec des fumiers |
| F2 | : Niveau de fertilisation avec des fumiers, des engrais minéraux, et des chaulages |
| Fe | : Fer |
| INRA | : Institut National de la Recherche Agronomique |
| IRD | : Institut de Recherche pour le Développement |
| K | : Potassium |
| KCl | : Chlorure de potassium |
| Kg | : Kilogramme |
| L | : Litre |
| Lb | : Système Labour |
| mg | : Milligramme |
| MO | : Matière organique |
| N | : Azote |
| P | : Phosphore |
| PCN | : Point de Charge Nulle |
| Pr | : Ions phosphates diffusibles |
| Pw | : Quantité d'ions phosphates dans la solution du sol |
| SCV | : Système de culture sous couvert végétal |
| SD | : Seuil de détection |
| SQ | : Seuil de quantification |
| TAFa | : Tany sy Fampandrosoana (Terre et Développement) |
| TCEM | : Transfert sol-plante et Cycle des Eléments Minéraux dans les écosystèmes cultivés |
| UMR | : Unité Mixte de Recherche |

RÉSUMÉ

La connaissance de la biodisponibilité du phosphore dans le sol pour les plantes représente un grand intérêt agronomique dans le but de l'amélioration de la production agricole. Plusieurs facteurs pourraient influencer la variation de cette biodisponibilité. A Madagascar, plusieurs recherches ont permis d'étudier l'effet du système de culture en semis direct sur les autres éléments dans le sol comme le stockage et la protection de C dans le sol, l'azote dans le sol, les microorganismes du sol,... Ces études sont réalisées dans un dispositif de longue durée de la région d'Antsirabe (Hautes Terres malgaches).

Dans le but de la continuité et la complémentarité de la recherche, le même dispositif a été choisi pour étudier les effets de ce système de culture sur la biodisponibilité du phosphore dans le sol. Deux facteurs sont étudiés dans cette pratique culturale : le mode de gestion des sols (système en labour conventionnel et système en SCV avec couverture morte) et la fertilisation (organique : fumier de ferme et mixte : fumier de ferme et engrais minéraux avec amendement calcique).

Pour la détermination de cette biodisponibilité du phosphore, l'approche basée sur le mécanisme de diffusion a été utilisée. Cette approche qui reflète bien le fonctionnement du système sol-solution-plante dans le cycle biogéochimique du phosphore permet de modéliser l'évolution de cette biodisponibilité du phosphore. Par conséquent cette approche constitue un nouveau cadre théorique pour raisonner la fertilisation phosphatée.

Les résultats montrent des bilans en P significativement plus élevées sous système SCV par rapport au labour, mais la différence est très significative sur les régimes de fertilisation. Le niveau de fertilisation avec des fumiers seulement donne des bilans cumulés légèrement positif, de l'ordre de $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ alors qu'avec la modalité mixte les bilans sont très excédentaires, environ $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Concernant les ions phosphates dans la solution du sol, le niveau de concentration est très faible, au voisinage du seuil de détection ($0,003 \text{ mg P L}^{-1}$) dans le système labour avec une fertilisation organique seulement. Pour le système SCV avec fertilisation mixte et dolomie, la concentration des ions phosphates en solution peut aller jusqu'à $0,024 \text{ mg P L}^{-1}$. Ces différences s'expliquent par l'effet du bilan de P dans le sol et la modification des propriétés physico-chimiques du sol suite aux apports des matières organiques par les couvertures du SCV, des engrais minéraux et de la dolomie.

Quant à la dynamique des ions phosphates à l'interface solide-solution du sol, la forte intensité a été constaté dans les traitements Lb_F1 et SCV_F2. Les raisons

respectives de ces résultats sont la forte réactivité des sols vis-à-vis des ions phosphates et la concentration plus élevée dans la solution du sol qui est un des facteurs déterminant de la dynamique des ions phosphates diffusibles.

En conclusion, la biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés de Madagascar varie en fonction du bilan de P dans le sol et le système de culture utilisé comme le SCV. Elle peut être évaluée à partir des ions phosphates dissous et diffusibles. La fertilisation phosphatée des sols peut donc être raisonnée et programmée à partir d'un modèle tenant compte le bilan de P dans le sol et la concentration des ions phosphates dans la solution du sol.

MOTS CLES : Biodisponibilité, phosphore, modélisation, sols de Madagascar, pratiques culturales.

ABSTRACT

The knowledge of the plant-availability of phosphorus in the soil for the plants represents a great agronomic interest with an aim of the improvement of the agricultural production. Many factors could influence the variation of this plant-availability. In Madagascar, several research allowed to study the cropping system effect in seeding on the other elements in the soil like the storage and the protection of C, the nitrogen in the soil, the micro-organisms of the soil,... These studies are carried out in a device of long life in the Antsirabe region.

In the aim of continuity and the complementarity of research, the same device was selected to study the effects of this cropping system on the plant-availability of phosphorus in the soil. Two factors are studied in this cultivation method : management style of the soils (system conventional tillage : Lb and system no-tillage : SCV) and the fertilization (organic: manure of farm and mixed : manure of farm and manures mineral with calcic amendment).

For the determination of this plant-availability of phosphorus, the approach based on the mechanism of diffusion was used. This approach which reflects well the soil-solution-plant operation system in the biogeochemical phosphorus cycle permits it to model the evolution of this plant-availability of phosphorus. Consequently this approach makes up a new theoretical framework to reason the phosphate fertilization.

The results significantly show balance of P higher under system SCV compared to the system conventional tillage, but the difference is very significant on the modes of

fertilization. The level of fertilization with manures only gives cumulated balance slightly positive, about $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ whereas with the mixed method the balances are excess, approximately $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$.

Concerning the phosphate ions in the solution of the soil, the level of concentration is very low, in the vicinity of the threshold of detection ($0,003 \text{ mg P L}^{-1}$) in the system conventional tillage with an organic fertilization only. For system SCV with mixed fertilization and dolomite, the concentration of the phosphate ions in solution can go up to $0,024 \text{ mg P L}^{-1}$. These differences are explained by the effect of the balance of P in the soil and the modification of the physicochemical properties of the soil following the contributions of the organic matters by the covers of the SCV, mineral manures and dolomite.

As for the dynamics of the phosphate ions to the solid-to-solution interface of the soil, the strong intensity was noted in treatments Lb_F1 and SCV_F2. The respective reasons of these results are the strong reactivity of our soils with respect to the phosphate ions and the higher concentration in the solution of the soil which is one of the factors determining of the dynamics of diffusive P.

In conclusion, the plant-availability of phosphorus in the cultivated soils of Madagascar varies according to the balance of P in the soil and the cropping system used like the SCV. It can be evaluated starting from the dissolved and diffusive phosphate ions. The phosphate fertilization of our soils can thus be reasoned and programmed starting from a model holding the balance of P in the soil and the phosphate ions concentration in the solution of the soil.

KEY WORDS : Plant-availability, phosphorus, modelling, soils of Madagascar, cultivation methods.

TABLE DES MATIERES

| | |
|--|-----------|
| INTRODUCTION GENERALE | 0 |
| Introduction générale | 1 |
| CHAPITRE I : ETAT DES CONNAISSANCES SUR LA BIODISPONIBILITE DU P | 4 |
| INTRODUCTION | 5 |
| 1. Généralité sur le phosphore..... | 5 |
| 2. Cycle biogéochimique, les différentes formes du phosphore dans le sol et les fractions biodisponibles | 7 |
| 2.1. Cycle biogéochimique du phosphore | 8 |
| 2.1.1. Les entrées dans le cycle du P d'une parcelle agricole | 10 |
| 2.1.2. Les sorties de P hors de la parcelle agricole | 12 |
| 2.1.3. Le phosphore dans le sol | 12 |
| 2.2. La biodisponibilité du phosphore dans les sols | 19 |
| 2.2.1. Biodisponibilité d'un élément dans le sol | 19 |
| 2.2.2. Le phosphore biodisponible | 19 |
| 3. Les différents mécanismes de transfert de P à l'interface sol-solution-plante..... | 22 |
| 3.1. Le transfert solide-solution | 22 |
| 3.2. L'absorption au niveau de la racine..... | 25 |
| 3.3. Interaction entre les différents mécanismes | 26 |
| 4. Les différentes approches d'appréciation de la quantité de phosphore biodisponible dans les sols..... | 26 |
| 4.1. Les extractions chimiques..... | 27 |
| 4.1.1. Les différentes méthodes utilisées pour l'extraction chimique | 27 |
| 4.1.2. Les avantages et limites de ces extractions chimiques..... | 29 |
| 4.2. Evaluation biogéochimique de la biodisponibilité..... | 30 |
| 4.2.1. Méthode de sorption-désorption..... | 30 |
| 4.2.2. Méthode par traçage et dilution isotopique | 30 |
| 4.2.3. Couplage de sorption-désorption et dilution isotopique | 33 |
| 5. Problématique générale des recherches..... | 33 |
| HYPOTHESES DE RECHERCHE | 36 |
| METHODOLOGIE DE RECHERCHE | 38 |
| CHAPITRE II : VARIATIONS DE PRODUCTIVITE SELON LES PRATIQUES CULTURALES ET LES CONSEQUENCES SUR LE BILAN DE P DANS LES SOLS CULTIVES DE HAUTE TERRE DE MADAGASCAR | 39 |
| Résumé | 40 |
| Introduction..... | 41 |
| Matériels et méthodes | 43 |
| 1. Présentation du dispositif expérimental..... | 43 |
| 2. Les quatre systèmes de cultures | 45 |
| 3. Rendements de culture..... | 46 |
| 4. Calcul du bilan de P..... | 47 |
| 5. Analyses statistiques des données | 48 |
| Résultats et discussions..... | 49 |
| 1. Rendement en grain des cultures | 49 |
| 2. Résidus de culture | 50 |
| 3. Teneur en P des grains..... | 51 |
| 4. Les flux entrants de phosphore dans la parcelle | 51 |

| | |
|--|-----------|
| 5. Les flux sortants de P de la parcelle | 52 |
| 6. Le bilan annuel de P | 53 |
| 7. Le bilan cumulé de P sur la période d'expérimentation | 54 |
| Conclusion | 56 |
| Références bibliographiques..... | 57 |

CHAPITRE III : LES IONS PHOSPHATES DANS LA SOLUTION DU SOL ET LES EFFETS DES PRATIQUES CULTURALES

| | |
|--|-----------|
| Introduction..... | 60 |
| Matériels et méthodes | 62 |
| 1. Dispositif étudié | 62 |
| 2. Matériels utilisés | 62 |
| 2.1. L'eau ultrapure..... | 62 |
| 2.2. Les blancs..... | 62 |
| 2.3. La cuve | 62 |
| 3. Méthodes analytiques | 63 |
| 3.1. Dosage colorimétrique des ions phosphates..... | 63 |
| 3.1.1. Principe et théorie : | 63 |
| 3.1.2. La gamme d'étalonnage:..... | 63 |
| 3.1.3. Préparation d'échantillons | 64 |
| 3.1.4. Les réactifs :..... | 64 |
| 3.1.5. Passage au colorimètre..... | 65 |
| 3.1.6. Calcul et expression des résultats | 65 |
| 3.2. Le dosage par chromatographie ionique des ions phosphates..... | 66 |
| 3.3. Le dosage colorimétrique du phosphore total dissous..... | 67 |
| 3.4. Autres déterminations | 67 |
| 4. Seuil de détection (SD) et seuil de quantification (SQ)..... | 68 |
| 4.1. Le seuil de détection (SD)..... | 69 |
| 4.2. Le seuil de quantification (SQ) | 69 |
| 5. Analyses statistiques des données | 70 |
| Résultats et discussions..... | 71 |
| 1. Mise au point méthodologique sur le dosage d'ions P dans la solution du sol..... | 71 |
| 1.1. Les blancs d'essai..... | 71 |
| 1.2. Le seuil de détection et de quantification | 72 |
| 1.3. La concentration des ions phosphates par rapport aux seuils de détection et de quantification | 73 |
| 2. Les ions phosphates dans la solution du sol : | 74 |
| 3. Les effets des différents traitements sur les concentrations des ions P dans la solution du sol..... | 75 |
| 3.1. L'effet bilan sur la concentration des ions P (Cp) dans le sol..... | 76 |
| 3.2. L'effet de l'Al sur la concentration des ions P (Cp) dans le sol | 77 |
| 3.3. L'effet de travail du sol sur la concentration des ions P (Cp) dans le sol | 80 |
| Conclusion | 83 |

CHAPITRE IV : DYNAMIQUE DES IONS PHOSPHATES DIFFUSIBLES DANS UN SOL A ARGILE 1/1 DE MADAGASCAR SELON LES PRATIQUES CULTURALES

| | |
|------------------------------------|-----------|
| Introduction..... | 85 |
| Matériels et méthodes | 86 |
| 1. Les quatre traitements | 86 |
| 2. Les échantillons de sol..... | 87 |
| 2.1. Prélèvements de sol | 87 |

| | |
|--|----------------|
| 2.2. Caractéristiques physico-chimiques des sols | 87 |
| 3. Méthodes de détermination des ions P diffusibles dans le sol | 89 |
| 3.1. Mécanisme de diffusion | 89 |
| 3.2. Transfert net des ions P évalué par sorption-désorption | 90 |
| 3.3. Transfert brut des ions P évalué par traçage et dilution isotopique | 90 |
| 3.4. Mise en équation de la dynamique des ions phosphates diffusibles..... | 92 |
| 4. Analyses statistiques des données | 93 |
| Résultats et discussions..... | 94 |
| 1. Cinétique de transfert des ions P l'interface solide-solution dans les suspensions du sol d'Andranomanelatra..... | 94 |
| 2. Dynamique des ions P entre le sol et la solution en intégrant les effets temps et de la concentration des ions P en solution | 95 |
| 2.1. Evolution de la concentration des ions P en solution en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique..... | 95 |
| 2.2. Cinétique de dilution (r/R) en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique | 97 |
| 2.3. Quantité nette d'ions P transférés à l'interface solide-solution pour la méthode sorption-désorption couplée avec la cinétique de dilution isotopique | 99 |
| 2.4. Quantité brute (P_r) d'ions P transférés entre le sol et la solution en fonction de la concentration (C_p) des ions P en solution et de la durée du transfert | 102 |
| 3. Analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates diffusibles | 105 |
| 4. Relation entre la dynamique des ions P diffusibles et les modifications de propriétés physico-chimiques du sol..... | 108 |
| 4.1. L'effet du pH sur la réactivité de surface de sol : | 109 |
| 4.2. L'effet de la matière organique sur la réactivité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions P..... | 110 |
| 4.3. Les autres constituants du sol face aux ions phosphates..... | 111 |
| Conclusion | 114 |
| CHAPITRE V : EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE DU PHOSPHORE DANS LE SOL ET SON EVOLUTION..... | 115 |
| Introduction..... | 116 |
| Matériels et méthodes | 118 |
| 1. Détermination de la concentration des ions P dans la solution de sol | 118 |
| 2. Détermination des ions P diffusibles | 119 |
| 3. Evaluation de phosphore biodisponible..... | 120 |
| 3.1 Par une approche basée sur l'extraction chimique (P Olsen) | 120 |
| 3.2 Par une approche basée sur le mécanisme de diffusion | 120 |
| 4. Détermination du bilan de phosphore | 121 |
| 5. Modélisation de l'évolution de la biodisponibilité de phosphore..... | 121 |
| Résultats et discussions..... | 123 |
| 1. Evaluation du P biodisponible pour les différents systèmes de culture..... | 123 |
| 1.1. Stock de P extrait par la méthode Olsen | 123 |
| 1.2. Stocks des ions P dissous et diffusibles à l'interface solide-solution du sol..... | 124 |
| 2. Modélisation de l'évolution pluriannuelle du stock de P biodisponible dans le sol en fonction du bilan de P | 127 |
| 2.1. Evolution du stock de P biodisponible simulée par le modèle suivant différents scénarii de bilan annuel | 127 |
| 2.2. Simulation de l'évolution de la concentration des ions P dans la solution du sol (C_p) pour les différents scénarii de bilan | 130 |
| 3. Mise à l'épreuve du modèle décrivant la dynamique pluriannuelle du stock de P biodisponible en fonction du bilan annuel de P : cas de l'essai d'Andranomanelatra .. | 134 |
| Conclusion | 137 |

| | |
|---|------------|
| CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES | 139 |
| CONCLUSION GENERALE | 140 |
| 1. Productivité et bilan de P à l'échelle de la parcelle..... | 141 |
| 2. Les ions P dans la solution du sol et les effets des pratiques culturales..... | 141 |
| 3. La quantification des ions P transférés à l'interface solide-solution selon les pratiques culturales | 142 |
| 4. Evaluation et modélisation de la biodisponibilité du P | 144 |
| PERSPECTIVES | 145 |
| REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES | 147 |
| ANNEXES | 162 |
| ANNEXE I : Dosage colorimétriques des ions phosphates | 163 |
| Annexe II : Protocole dilution isotopique..... | 169 |

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

| | |
|---|----|
| Figure I.1 : Représentation schématique du cycle du P dans un écosystème fertilisé et cultivé. | 9 |
| Figure I.2 : Répartition dans des sols cultivés de régions tempérées des formes minérales, organiques et microbiennes..... | 13 |
| Figure I.3 : Les espèces ioniques de l'acide orthophosphorique (H_3PO_4) en fonction de pH de la solution | 21 |
| Figure I.4 : Mécanisme rhizosphériques et physico-chimiques de transfert de phosphore à l'interface sol/ solution/racines dans les sols (Hocking et al., 1999) | 23 |
| Figure I.5 : Gauche : Régression linéaire entre la composition isotopique du P prélevé par une culture et la composition isotopique des ions P en solution. Droite : Régression linéaire entre la valeur L et la valeur E. | 32 |

CHAPITRE II

| | |
|---|----|
| Figure II.1 : Profil pédologique du sol. Andranomanelatra, Madagascar | 43 |
| Figure II.2 : Représentation schématique du cycle du P dans un écosystème, fertilisé et cultivé sous grande culture. | 48 |
| Figure II.3 : Evolution pluriannuelle de la moyenne du rendement en grain ($t\ ha^{-1}$) en fonction des traitements dans une rotation culturale Maïs/Soja de 1996 à 2003 dans le site d'Andranomanelatra. | 50 |
| Figure II.4 : Bilan cumulé en P ($kg\ ha^{-1}$) dans les quatre traitements pour le site d'Andranomanelatra. | 55 |

CHAPITRE III

| | |
|--|----|
| Figure III.1 : Concentration des ions P par rapport au seuil de détection et seuil de quantification | 73 |
| Figure III.2 : La concentration des ions P dans la solution de sol ($C_p, mg\ P\ L^{-1}$) selon les différents traitements dans le dispositif d'Andranomanelatra. | 76 |
| Figure III.3 : Relation entre la concentration des ions P dans la solution de sol et le bilan cumulé de P dans le dispositif d'Andranomanelatra..... | 77 |
| Figure III.4 : pH du sol d'Andranomanelatra selon les quatre traitements (SCV_F1, SCV_F2, Lb_F1 et Lb_F2) | 78 |
| Figure III.5 : l'Aluminium échangeable dans le sol d'Andranomanelatra selon les quatre traitements (SCV_F1, SCV_F2, Lb_F1 et Lb_F2)..... | 79 |
| Figure III.6 : Régression linéaire entre l'Aluminium échangeable et le pH du sol d'Andranomanelatra (12 observations)..... | 79 |
| Figure III.7 : Régression linéaire entre l'Aluminium échangeable et la concentration des ions P dans le sol d'Andranomanelatra (12 observations) | 80 |
| Figure III.8 : Régression linéaire entre le carbone total dissous et la concentration des ions P dans le sol d'Andranomanelatra (12 observations)..... | 82 |

CHAPITRE IV

| | |
|---|-----|
| Figure IV.1 : Cinétique de la quantité brute (Pr) d'ions phosphates transférés à l'interface solide-solution pour le sol d'Andranomanelatra | 95 |
| Figure IV.2 : Evolution de la concentration (Cp) des ions P en solution en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique dans le dispositif d'Andranomanelatra | 96 |
| Figure IV.3 : Cinétique de dilution (r/R) en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique dans le dispositif d'Andranomanelatra | 98 |
| Figure IV.4 : Quantité nette d'ions phosphates (ΔP_{sd}) transférés par sorption-désorption en fonction de la concentration des ions P dans la solution du sol (Cp) dans le dispositif d'Andranomanelatra | 99 |
| Figure IV.5 : Quantité nette d'ions P transférés par couplage de sorption-désorption et cinétique de dilution isotopique dans le dispositif d'Andranomanelatra | 101 |
| Figure IV.6 : Quantité brute (Pr) d'ions P transférés entre le sol et la solution en fonction de la concentration (Cp) des ions P en solution et de la durée du transfert dans le dispositif d'Andranomanelatra | 104 |
| Figure IV.7 : Quantité brute des ions P diffusibles (Pr) en fonction des variables « concentrations des ions P dans la solution (Cp) » et « temps » (1, 10, 100, 1000, 10000, 100000 min) | 106 |
| Figure IV.8 : Variation relative en % de la quantité modélisée des ions phosphates diffusibles (Pr) en fonction des variables concentrations des ions P dans la solution (Cp) et temps. | 107 |

CHAPITRE V

| | |
|---|-----|
| Figure V.1 : Schéma montrant l'évolution de la biodisponibilité du phosphore selon le modèle basé sur le principe de conservation de masse de P. | 122 |
| Figure V.2 : Evolution de la concentration (Cp) des ions P en solution avec la profondeur du sol dans le dispositif d'Andranomanelatra (année 2007) | 128 |
| Figure V.3 : Simulation de l'évolution de la concentration des ions P dans la solution du sol (Cp) en fonction du bilan annuel de P | 130 |
| Figure V.4 : Simulation de l'évolution de la concentration des ions P dans la solution du sol (Cp) en fonction du bilan annuel de P sur une période 6 ans pour un sol ferrallitique de Colombie (droite) et un Luvisol de France (gauche). | 132 |
| Figure V.5 : Concentration des ions P dans la solution du sol (Cp) mesurée dans le dispositif d'Andranomanelatra | 134 |
| Figure V.6 : Valeurs observées au champ dans le dispositif d'Andranomanelatra et valeurs simulées de la concentration des ions P (Cp) dans la solution. | 135 |

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

| | |
|--|----|
| Tableau I.1 : Les différents mécanismes physico-chimiques et biologiques de mobilisation de phosphore à l'interface solide solution des sols | 24 |
| Tableau I.2 : Différentes méthodes d'analyse de phosphore assimilable | 28 |

CHAPITRE II

| | |
|--|----|
| Tableau II.1 : Caractéristiques physico-chimiques des horizons étudiés (0-20 cm), Andranomanelatra | 45 |
| Tableau II.2 : Les quantités (kg ha^{-1}) apportées de N, de P et de K pour les niveaux de fertilisation F1 et F2 dans le dispositif étudié. | 46 |
| Tableau II.3 : Moyennes et écart types ($n=3$) du rendement en grains et des résidus de récoltes (t ha^{-1}). | 51 |
| Tableau II.4 : Les quantités (kg ha^{-1}) exportées de phosphore (P) pour les niveaux de fertilisation F1 et F2 dans le dispositif étudié. | 53 |
| Tableau II.5 : Bilan annuel et cumulé sur 8ans (kg ha^{-1}) de phosphore (P) pour les quatre traitements dans le dispositif étudié..... | 54 |

CHAPITRE III

| | |
|---|----|
| Tableau III.1 : Concentration en mg de P L^{-1} des 10 blancs en utilisant la méthodes au vert et au bleu pour la cuve de 1cm et la méthode au vert pour la cuve de 10cm avec de l'eau distillée et de l'eau ultrapure | 71 |
| Tableau III.2 : Seuils de détection et de quantification en utilisant la cuve de 1cm (méthode au bleu et au vert) et la cuve de 10 cm (méthode au vert) avec de l'eau distillée et de l'eau ultrapure..... | 72 |
| Tableau III.3 : Comparaison entre le P total dissous, la C_p obtenue par la méthode chromatographie ionique (CI) et la C_p obtenue par colorimétrie ($n=3$)..... | 75 |
| Tableau III.4 : Composition de la solution de sol (mg L^{-1}) dans le bloc a du dispositif d'Andranomanelatra | 81 |

CHAPITRE IV

| | |
|---|-----|
| Tableau IV.1 : Paramètres de la fonction cinétique ($Pr = Pr_{1min} t^n$) décrivant la quantité brute d'ions phosphates (Pr) transférés entre le sol et la solution au cours de la durée de dilution isotopique..... | 94 |
| Tableau IV.2 : Paramètres de la fonction cinétique de Freundlich ($P_r = vC_p^w t^p$) en fonction de la concentration des ions P dans la solution (C_p , mg P L^{-1}) et de la durée du transfert (t , minutes). | 103 |
| Tableau IV.3 : Caractéristiques physico-chimiques du sol d'Andranomanelatra sur la profondeur de labour (0-20 cm) pour les quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) | 113 |

CHAPITRE V

| | |
|--|-----|
| Tableau V.1 : Stock de P extrait par la méthode Olsen dans le sol pour les trois répétitions et les quatre traitements du dispositif d'Andranomanelatra (année 2003)..... | 123 |
| Tableau V.2 : Concentration (C_p) des ions P dissous, des paramètres (v, w, p) de la fonction cinétique de Freundlich, densité apparente (D_a), des stocks des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution calculés en considérant une semaine, un mois et un an, et des stock de P inorganique et de P total pour les trois répétitions et les quatre traitements du dispositif d'Andranomanelatra (échantillons prélevé en 2003)..... | 125 |
| Tableau V.3 : Calcul de C_{p_i} en utilisant le modèle décrivant la dynamique du stock de phosphore biodisponible avec le bilan annuel de P pour cinq campagnes : 2003, 2004, 2005, 2006, et 2007..... | 129 |
| Tableau V.4 : Paramètres v , w et p de la fonction cinétique de Freundlich $P_r = vC_p^w t^p$ pour les deux différents types de sol (Rabeharisoa, 2004) | 132 |
| Tableau V.5 : Variation relative annuelle (%) de la concentration des ions P dans la solution (C_p) en fonction de bilan dans le sol du dispositif d'Andranomanelatra pour les quatre traitements, $C_{p_{n+1}} (\%) = (C_{p_{n+1}} - C_{p_n}) / C_{p_n}^*$ | 133 |

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Le problème de la pauvreté à Madagascar est dû aux combinaisons des différents facteurs dans le domaine socio-économique, agronomique et environnemental. Sur le plan socio-économique, l'évolution de la production agricole et de la population n'est pas proportionnelle. L'augmentation de la production agricole et rizicole en particulier ne parvient pas à subvenir les besoins alimentaires de la population qui ne cesse d'augmenter. En effet, la croissance démographique des Malgaches atteignait un taux annuel de 3% (United States Census bureau, International Programs Center, International database, 2008) et en 2008 la population Malagasy était estimée à 20 043 000 habitants (majoritairement rurale) avec une densité de 33.4 hab/km² (<http://www.census.gov/ipc/www/idb/country/maportal.html>). Alors que les terres cultivables restent stagnantes et représentent 3 500 000 ha soit environ 60% du territoire. La superficie cultivée en riz est environ 1 200 000 ha par an. Cette stagnation de surface cultivée est accentuée par la difficulté des paysans à faire des intensifications de leurs cultures, surtout sur la fertilisation. La consommation d'engrais minéraux (N, P et K) à Madagascar est nettement inférieure à 10 kg ha⁻¹ an⁻¹ alors que 5 à 10 fois plus serait nécessaire pour une productivité correcte pour les besoins alimentaires annuels humains (Feller, 2007). Actuellement, à Madagascar, le secteur rural est un secteur essentiel de l'économie malgache avec près de 43% du PIB en intégrant agriculture, élevage, pêche, forêt et les industries agro-industrielles en aval. L'agriculture fournit environ 27 % du PIB et 40 % des exportations (Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche, 2004). Malgré tous les efforts successifs initiés et les signes de reprise constatés, la croissance économique globale du secteur reste encore insuffisante pour juguler la pauvreté qui sévit surtout en milieu rural. La production des rizières n'a pas évolué depuis plus de 10 ans (2 500 000 tonnes par an). Les rendements tournent autour de 2 tonnes par hectare pendant plusieurs années, ce qui a entraîné des déficits importants.

Par ailleurs, la faible production agricole à Madagascar est aussi liée à la mauvaise qualité des sols (Arrivets, 1998). Selon les travaux de Roederer (1971), Madagascar possède plusieurs types de sols : sols ferralitiques, sols ferrugineux tropicaux, sols hydromorphes,... Comme dans d'autres pays tropicaux (Balibino et al., 2002), ce sont les sols ferralitiques qui dominent la surface totale car ils occupent environ 65% de la superficie de l'île. Les sols ferralitiques sont des sols argileux riches en fer et en aluminium sous forme hydratée qui se développent normalement sous forêt en climat chaud et humide, à partir de roches différentes (granite, gneiss, micaschistes, basalte, grès, alluvions anciennes,...) engendrant ainsi divers types de sols.

Les sols ferralitiques malgaches, notamment sur les Hautes terres, sont caractérisés par une forte proportion de kaolinite et de gibbsite, et en outre la présence d'aluminium échangeable pouvant atteindre le seuil de toxicité pour la plante. Ces sols ferralitiques sont généralement acides avec des degrés de fertilité variables ; mais dénudés, ils sont très sensibles à l'érosion et à la dégradation. Protégés de l'érosion et mis en valeur par l'apport de fumier, d'engrais ou d'amendement, ils peuvent être favorables à certaines cultures qui sont variables selon les régions (maïs, arachide, manioc, canne à sucre, bananier).

Ainsi on peut constater que dans l'ensemble, à l'exception de quelques sols volcaniques récents très limités, les sols deviennent très facilement érodables et pauvres en éléments nutritifs notamment le phosphore qui joue un rôle important dans la production agricole. Pour la plante, le phosphore constitue l'un des trois éléments majeurs indispensables à son alimentation et un facteur qui peut sérieusement limiter la production agricole, surtout dans les sols ferralitiques. En effet, l'acidité du sol ne rend pas disponible le phosphore dans le sol pour les plantes. Par ailleurs, certaines formes du phosphore sont difficilement accessibles aux plantes. Dans des sols acides de tropique fortement érodés, selon l'étude faite par Owusu-Bennoah et al., (2000) sur les sols de Ghana, le niveau de fertilité de P est très bas, ce qui se traduit par la basse concentration de P en solution, P échangeable et une capacité élevée de la fixation de P. A Madagascar, le sol contient une forte quantité de phosphore total (300 à 1200 mg P kg⁻¹) mais est déficient en P biodisponible avec des teneurs inférieures à 10 mg P kg⁻¹ avec l'extraction Olsen (Rabeharisoa, 2004). Ce cas de Madagascar est comme dans d'autres types de sols acides. L'estimation du phosphore biodisponible pour la plante constitue alors un outil utile pour raisonner la fertilisation phosphatée des cultures pour améliorer la production agricole.

Madagascar est alors confronté à deux problèmes majeurs : la stagnation relative de son économie par rapport à sa démographie galopante et la dégradation des ressources naturelles. Les zones rurales ont un poids majeur dans la pauvreté.

Or, cette situation d'extension de la pauvreté pousse les agriculteurs malgaches à rechercher l'accroissement de cette production par la mise en culture de plus en plus fréquente et de plus en plus importante de nouveaux terrains situés assez souvent sur des zones écologiquement sensibles comme les versants des bassins, les terres de colline ou « tanety » qui se dégradent très facilement. On se trouve donc dans des pratiques d'exploitation de type minier des sols (Rakotondravelo, 2003) qui sont en principe non durables.

Face à ces différents problèmes, depuis plus de dix ans divers organismes malgaches et des ONG ont accumulé un capital en matière de recherche-développement, formation et diffusion des techniques de gestion agroécologiques qui sont de solutions adaptées localement aux conditions agro climatiques et socio-économiques. C'est le système développé par le CIRAD (Séguy et al., 2001) prône souvent le semis direct sur une couverture végétale (morte ou vivante) symbolisé par le sigle SCV que nous utiliserons maintenant. Cette technique est durable, économiquement rentable et facilement applicable, tout en préservant l'environnement.

Le SCV est déjà développé en grande exploitation dans plusieurs pays comme les Etats-Unis, le Brésil et l'Argentine avec respectivement 23 700 000, 21 863 000 et 16 000 000 ha soit 21, 50, 55 % de la surface totale cultivée (Derpsh, 1998). C'est au Brésil que le semis direct connaîtra une réussite exceptionnelle. Adopté par les grandes exploitations pour son coût réduit de production, le semis direct connaît alors une évolution fulgurante. Ailleurs, en Afrique, Asie, Madagascar, La Réunion et autres pays de l'Amérique Latine, le semis direct commence peu à peu à s'installer dans les petites exploitations agricoles.

Ces techniques pourraient donc constituer une des réponses les plus crédibles pour garantir la durabilité de la production agricole à Madagascar car elles permettent à la fois d'accroître la production et les revenus paysans et de protéger l'environnement (Séguy et Bouzinac, 1999 ; 2005 ; Chabierski et al, 2005 ; Husson, 2004).

Actuellement, à Madagascar l'application de cette technique se fait au niveau des paysans en petite exploitation. Néanmoins, le nombre des paysans adoptant de cette technique et les surfaces cultivées ne cessent d'augmenter : de 30 exploitants avec 181 ares en 1999 à 79 exploitants avec 3087 ares en 2006 sur les Hautes Terres de Madagascar (Michellon et al., 2007). Madagascar dispose également plusieurs dispositifs expérimentaux en SCV où plusieurs études ont été déjà effectuées pour montrer les avantages de ce système, entre autres l'étude sur la séquestration de carbone du sol (Razafimbelo, 2005 ; Razafimbelo et al., 2006 et 2008), la propriété biologique du sol (Rabary et al., 2008), ... Mais l'étude sur l'effet de cette pratique sur le phosphore, qui est un des éléments majeurs limitant la production agricole, n'est pas encore faite. C'est pour cette raison que nous nous intéressons à cette étude. Ainsi, en se basant sur le fonctionnement du cycle biogéochimique du phosphore dans un écosystème cultivé, nous supposons que cette technique de SCV aurait des effets sur la biodisponibilité du phosphore dans le sol.

Chapitre I :
Etat des connaissances sur la biodisponibilité du
phosphore

INTRODUCTION

L'importance du phosphore dans la fertilisation des cultures peut être estimée à partir de son effet sur le rendement de la plante qui peut se manifester par le développement des organes de la plante.

A part la quantité de phosphore obtenue par l'apport des engrais phosphatés dans le sol, la quantité présente dans le sol est une conséquence directe de la richesse de la roche mère. Mais la connaissance de cette quantité ne donne qu'une indication très imparfaite sur l'aptitude du sol à fournir du phosphore aux végétaux et à satisfaire leurs exigences.

Les prélèvements de phosphore par les plantes entraînent un épuisement des formes solubles. Au fur et à mesure des nouveaux prélèvements, les formes de phosphore qui sont sollicitées pour reconstituer le stock de phosphore dissous sont de moins en moins mobiles, car elles sont de plus en plus énergiquement retenues par le pouvoir fixateur du sol.

A la notion de réserve globale de phosphore, il faut substituer celle de quantité nécessaire au maintien de la concentration de la solution du sol en phosphore pour permettre l'alimentation des végétaux.

Par ailleurs la recommandation en matière de fertilisation phosphatée impose une compréhension préalable des mécanismes impliqués dans la disponibilité des éléments minéraux, leur mobilité, leur accessibilité physique et chimique et leur biodisponibilité pour les organismes vivants

Depuis longtemps et jusqu'à maintenant, la détermination des différentes formes du phosphore et sa disponibilité dans les sols des régions intertropicales est un des problèmes les plus irritants qui préoccupent les chercheurs.

Relier entre eux les besoins des plantes en phosphore et les quantités de cet élément extraites du sol par une technique analytique donnée s'est révélé une entreprise difficile. Une connaissance adéquate du P biodisponible des sols acides fortement érodés est alors une condition préalable à leur exploitation soutenue pour la production alimentaire.

1. Généralité sur le phosphore

Le phosphore est largement répandu dans la nature : c'est le onzième élément le plus abondant parmi les éléments de la croûte terrestre (0,12%). Il existe dans la nature à l'état combiné dans un grand nombre de minéraux : phosphates et fluorophosphates d'aluminium, de calcium, de fer ou de manganèse. On le trouve

également, mais de façon moins courante, composé avec les terres rares, l'uranium ou le plomb.

On le rencontre dans les eaux de drainage et les sols, soit à l'état de sels minéraux, soit sous la forme de combinaisons complexes avec la matière azotée du sol.

Mais pour la plante, le phosphore constitue l'un des trois éléments majeurs indispensables à son alimentation et un facteur qui peut sérieusement limiter la production agricole, surtout dans les sols ferralitiques. Représentant 0.5 à 1 % de la matière sèche végétale, le phosphore en est l'un des constituants essentiels. Présent sous forme d'ions phosphates dans les tissus, le phosphore est souvent associé dans des molécules organiques situées au cœur même du fonctionnement cellulaire. En effet, le phosphore est indispensable à la vie et intervient dans tous les processus essentiels de la synthèse de la matière vivante :

- support du patrimoine génétique (acides nucléiques)
- rôle dans la synthèse des sucres et des protéines (réactions enzymatiques).
- véhicule de l'énergie en particulier sous forme d'ATP
- composant de la structure des membranes cellulaires avec les phospholipides.

A l'échelle de la plante, le phosphore joue également de multiples rôles :

- Contribution à la croissance précoce et notamment au développement du système racinaire.
- Facteur de précocité en activant le démarrage des cultures et tendance à raccourcir le cycle végétatif en favorisant la maturation.
- Accroissement de la résistance au froid et aux maladies.
- Contribution à la rigidité des tissus et résistance à la verse.
- Rôle dans la reproduction : fécondation et fructification
- Facteur de qualité et notamment des fourrages contribuant à la bonne nutrition phosphatée des animaux d'élevage (ruminants).

A la récolte, on retrouve le phosphore localisé principalement dans les organes de reproduction tandis que les organes végétatifs ont une teneur nettement plus faible. Le phosphore est toujours présent en proportion plus importante dans les tissus jeunes, et le vieillissement d'un organe se traduit par une baisse de sa concentration en P.

Le manque de phosphore pour les cultures se traduit par le faible rendement en grains. Dans le sol, la teneur en P est de l'ordre de 0.02 à 3% alors que dans les végétaux elles varient de 0.1 à 0.4%, le phosphore contenu dans les végétaux provient essentiellement du sol. Dans la grande majorité des cas, l'analyse du statut phosphaté d'un sol est destinée à évaluer le phosphore biodisponible, fraction du

phosphore total du sol susceptible d'être prélevé par les végétaux, à des fins de diagnostic agronomique et de l'établissement de la prescription en matière d'apport de phosphore.

Pour obtenir le phosphore, différentes sources peuvent être considérées selon la matière première utilisée :

Concernant les fertilisants minéraux phosphatés, la matière première de base est le phosphate naturel de calcium extrait de gisements.

Le phosphore peut être aussi rencontré dans les déchets urbains ou les déchets de l'élevage qui produisent de grandes quantités d'amendements organiques riches en phosphore. D'après N'Dienor (2006), dans le contexte malgache le terreau issu des déchets urbains d'Antananarivo peut contenir 0,34 à 0,48% et les fumiers bovins 0,27 à 0,35%. Pour le cas de France, la teneur en P des composts urbains est de 0,26 à 0,44% et celle des fumiers peut aller jusqu'à 0,74%. En effet, de très nombreuses sources de matières organiques contenant du P sous forme minérale et organique, résidus végétaux divers, fumiers et lisiers, composts urbains et boues de stations d'épuration..., peuvent être enfouies dans les terres agricoles et peuvent participer temporairement à la nutrition des cultures.

Des études, réalisées en pots de culture, ont d'ailleurs montré que l'utilisation à court terme du P apporté sous forme de résidus de végétaux (racines et parties aériennes de Ray-grass, paille de blé) est équivalente à celle d'une forme minérale soluble et qu'elle est contrôlée par le rapport C/N des résidus (Thibaud et al., 1988).

Les engrais phosphatés se classent selon leur solubilité. Les plus solubles élèvent instantanément le niveau en phosphore de la solution du sol, ce phosphore se trouvant ensuite sous une forme labile capable de réapprovisionner aisément la solution du sol en cas de consommation par les plantes. A l'inverse, les formes les moins solubles, provenant des phosphates naturels, ne participent que faiblement à l'entretien de la solution du sol. Cependant, lorsque le niveau en phosphore de cette solution diminue, les réserves échangeables voient leur importance décroître, et il se crée un très lent déplacement de P des formes insolubles vers des formes plus labiles (Arvieu, 1980).

2. Cycle biogéochimique, les différentes formes du phosphore dans le sol et les fractions biodisponibles

La biogéochimie s'intéresse aux domaines superficiels où règne la photosynthèse et qui sont caractérisés par la présence à la fois de constituants minéraux et d'êtres vivants ; mais ce sont ces derniers (micro- et macro-organismes) qui, en raison de

leur mode d'existence, gouvernent en fait le fonctionnement chimique de ces milieux (Académie des sciences, 2007).

Selon la traduction française de l'article d'Odum (1971), la biogéochimie est l'étude du processus cyclique de transfert des éléments chimiques de l'environnement à partir des milieux abiotiques vers les organismes qui à leur tour retransmettent ses constituants à l'environnement.

En écologie et plus généralement en sciences de la Terre, un cycle biogéochimique est le processus de transport et de transformation cyclique d'un élément ou composé chimique entre les grands réservoirs que sont la géosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et, généralement, la biosphère.

Le cycle biogéochimique représente ainsi la circulation permanente des éléments minéraux entre les compartiments de l'écosystème, les végétaux et les horizons du sol prospectés par les racines. Les éléments prélevés au sol, servent à l'élaboration de la biomasse annuelle et pérenne ; une partie de ces éléments est fixée définitivement (immobilisation), une autre est restituée au sol ; une part importante des besoins des peuplements provient du transfert direct par voie interne des organes âgés vers les organes en croissance. Ce cycle possède des connections avec l'extérieur : ce sont les apports atmosphériques et les éléments produits par l'altération des minéraux, mais également les pertes par drainage en dehors de la zone racinaire, l'érosion et les pertes gazeuses (pertes de N par dénitrification ; pertes de CO₂). (Ulrich, 1973 et Duvigneaud, 1985)

2.1. Cycle biogéochimique du phosphore

La dynamique du P dans les systèmes agricoles est représentée par un cycle simplifié du P (Friessen et al., 1997) plutôt que par le cycle complet du P qui inclut, entre autres, l'influence des océans et des activités volcaniques sur le devenir planétaire du P (Parent et al., 2002).

Cette présentation fournit des balises permettant aux agronomes de mieux adapter les pratiques agricoles aux exigences environnementales des milieux récepteurs.

Dans des écosystèmes naturels et faiblement anthropisés, le cycle du P peut être considéré comme fermé et équilibré (Magdoff et al., 1997). Les niveaux de prélèvement par les consommateurs sont faibles et les sorties de P sont quasiment nulles. En plus la part non exportée retourne au sol.

Pour calculer des bilans de matière dans les systèmes agricoles, on simplifie encore davantage le modèle sur la base de certaines hypothèses. Par exemple, on néglige la plupart du temps les phénomènes de déposition et de déplacement mécanique

(nivellement, nettoyage des fossés) et les pertes par des processus hydrologiques, où on suppose que le P des résidus et des semences fait partie du cycle interne du sol et se retrouve dans l'analyse (Parent et al., 2002).

Pour le système cultivé (Figure I.1), le phosphore apporté au sol subit de multiples transformations et passe entre les différents compartiments minéral, organique et microbien. Seule une petite fraction du phosphore présent dans le sol est susceptible d'être absorbée par les racines et participer à la nutrition des cultures. Cette fraction, souvent appelée phosphore biodisponible ou assimilable, est d'une importance capitale puisqu'elle conditionne la fertilité des sols.

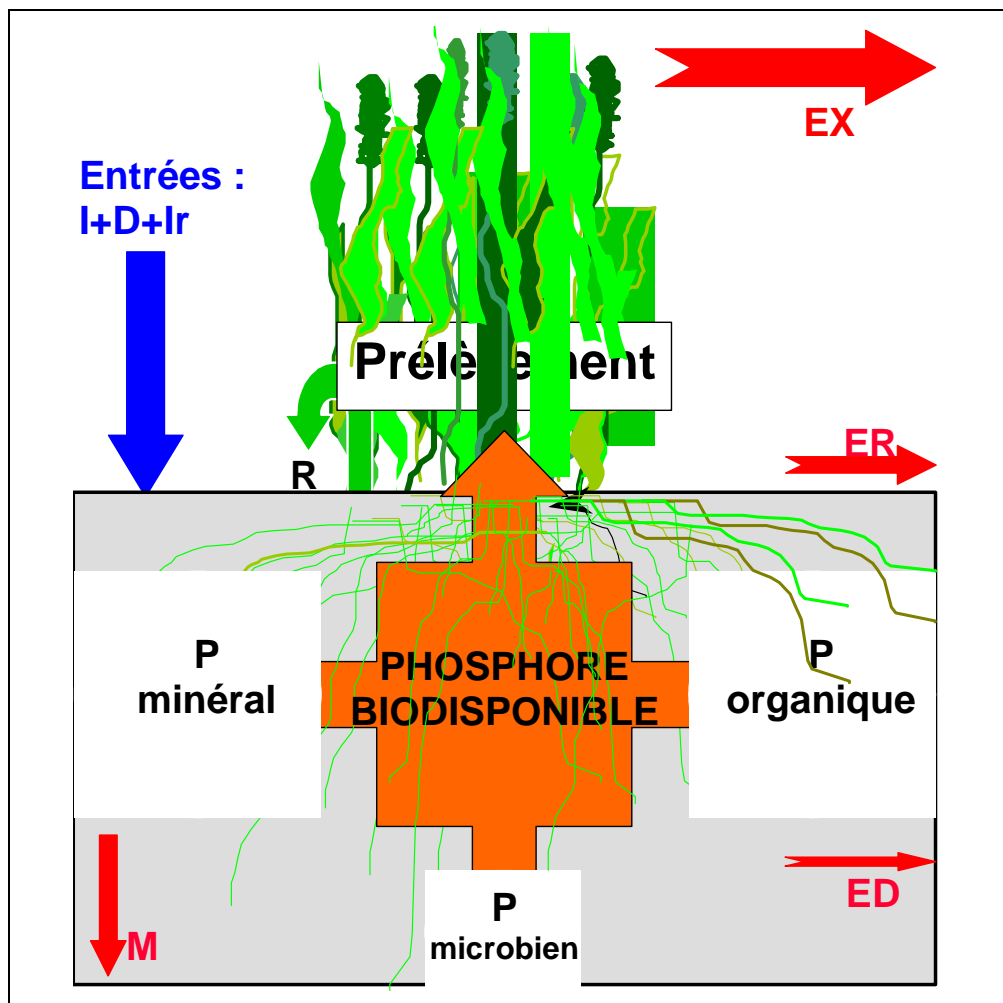


Figure I.1 : Représentation schématique du cycle du phosphore dans un écosystème fertilisé et cultivé.

Source : Morel, 2002

Les flux entrants de phosphore peuvent être :

- I, apports par les intrants. Les intrants peuvent être de nature différente : les engrais minéraux (superphosphates, phosphates d'ammoniaque, phosphates naturels...) ; les produits organiques issus d'effluents d'élevage plus ou moins transformés (lisier,

fumier, fientes...), des filières de traitements des eaux usées des stations d'épuration (boues biologiques, physico-chimiques, mixtes, compostées ...), de déchets verts...

- R, apports par les restitutions des résidus de culture
- D, apports d'origine atmosphérique par les pluies et poussières
- Ir, apports par les eaux d'irrigation

Les flux sortants de phosphore peuvent être :

- EX : Exportations dans la biomasse. Ce poste comprend le phosphore contenu dans les rendements récoltés et éventuellement le P contenu dans les résidus de récolte s'ils ne sont pas restitués au sol.
- ER : pertes par érosion et ruissellement et érosion éolienne
- ED : sorties de P par déplacement de subsurface
- M : pertes par migration du P vers la profondeur du profil de sol que ce soit par lixiviation, drainage, écoulement préférentiel...

2.1.1. Les entrées dans le cycle du P d'une parcelle agricole

Dans une parcelle agricole, plusieurs sources peuvent exister pour alimenter la plante : le P libéré par la roche mère, le dépôt atmosphérique et les apports minéraux et organiques. La disponibilité et l'action de ces différentes sources pour la plante ne sont pas les mêmes. Selon Newman (1995), la vitesse de libération de P par l'altération des roches varie entre 0.01 et 1 kg P ha⁻¹ an⁻¹, mais dans certains cas elle pourrait atteindre 5 kg ha⁻¹ an⁻¹. Dans le même article, il montre que les quantités de P arrivant de l'atmosphère sur les écosystèmes terrestres varient entre 0.01 et 2 kg P ha⁻¹ an⁻¹ et qu'environ les mêmes quantités de P quittent l'écosystème par voie atmosphérique (sous forme de pollens ou de poussières).

Ainsi pour maintenir le niveau de production il est nécessaire de compenser voire parfois d'augmenter la fraction biodisponible du P dans le sol. Différents types d'intrants peuvent être utilisés. Aujourd'hui encore, les engrais minéraux restent la principale source de P apportée aux terres agricoles même si un recul très net de la consommation a été enregistré depuis 1973. Les effluents d'élevage représentent également des sources importantes de P.

a. les phosphates naturels

Il existe de nombreux dépôts de phosphates naturels caractérisés par leurs hautes concentrations en Fer et Aluminium peu employés directement en agriculture. Les principaux phosphates naturels utilisés en agriculture sont des phosphates constitués d'apatite accompagnée de carbonate (francolite) avec divers degrés de substitutions isomorphiques de carbonate pour le phosphate. (Hammond *et al.*, 1986; Sikora & Giordano, 1995). L'apatite dans les phosphates naturels est

distribuée comme source d'engrais P pour les plantes cultivées. Les caractéristiques physiques, chimiques et cristallographiques des phosphates naturels sont diverses.

Selon Darrah (1993), dans les sols calcaires bien fertilisés, les phosphates inorganiques existent principalement sous forme de Ca-phosphate avec des différences de solubilité, en particulier pour $\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, CaHPO_4 , $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$, et $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6\text{F}_2$. La transition entre formes et la biodisponibilité de P dépendent du pH et de la concentration en Ca.

Le degré de substitution isomorphique dans la structure d'apatite est le facteur clé dans la détermination des activités chimiques du phosphate naturel (Hammond et al., 1986). Thermodynamiquement, la substitution de phosphore par le carbonate peut augmenter la réaction du phosphate naturel. La solubilisation des phosphates de calcium dans les sols acides est conditionnée par plusieurs facteurs. Les plus importants sont : (1) la nature du phosphate naturel, (2) la finesse de broyage du phosphate naturel, (3) le pH du sol, (4) la concentration en calcium dans la solution du sol (5) la concentration en ions phosphates dans la solution du sol et la formation de précipités (Hammond et al., 1986).

L'acidité du sol est sans doute le facteur déterminant la solubilisation des phosphates naturels. A pH 5.5, tous les phosphates naturels apportés aux sols contribuent à accroître le phosphore assimilable, le phosphore isotopiquement diluable et la nutrition phosphatée des plantes. A pH 6.2, les mêmes phosphates naturels ont un effet nettement moins important. A pH 6.5, seul le phosphate soluble dans l'eau permet d'accroître la croissance de la plante (Hammond et al., 1986).

Lorsque la concentration de P dans la solution du sol est élevée, la solubilisation du phosphate naturel est faible. Par contre elle augmente avec l'augmentation de la capacité d'adsorption du P par le sol et l'absorption par la plante. La surface de contact entre la phase solide et la solution du sol joue un rôle important dans la vitesse de dissolution de phosphate naturel. La vitesse de la solubilisation de l'apatite est généralement lente (Rajan et al., 1996).

b. Les engrais de ferme

Pour les engrais de ferme, la réaction du phosphore organique qu'ils contiennent n'est pas aussi rapide en comparant avec le P minéral des engrais. Cela est dû au fait que le P est associé à des particules de matière organique qui le protègent en quelque sorte. Aussi, la forme organique du P est plus mobile que sa forme minérale. C'est d'ailleurs pourquoi il est recommandé de bien positionner le démarreur minéral près de la semence de maïs.

Le phosphore organique est l'objet d'une lente minéralisation qui le rend progressivement disponible pour les végétaux.

2.1.2. Les sorties de P hors de la parcelle agricole

Dans un écosystème cultivé, l'exportation des récoltes hors de la parcelle, détermine le fonctionnement du cycle d'un élément. Cette sortie contribue à abaisser la fraction biodisponible ce qui peut affecter la fertilité du sol à plus ou moins long terme. Ce réservoir est donc au cœur du fonctionnement du cycle biogéochimique et conditionne tout particulièrement le flux de prélèvement de phosphore par la culture. L'exportation de la parcelle dans les récoltes est environ $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et plus si les résidus de récolte ne sont pas restitués au sol.

A Madagascar les exportations de phosphore dans les organes récoltés sont généralement de l'ordre de quelques kilogrammes, à cause des rendements agricoles limités. Même dans les rares cas d'intensification agricole où l'apport de P_2O_5 peut atteindre plus de 100 kg ha^{-1} sous forme d'engrais minéral, la productivité est de l'ordre de 4 t de grain de maïs à l'hectare soit une quantité de P exporté d'environ 8 à 10 kg P ha^{-1} .

Les pertes en terre par ruissellement et érosion (Haygarth and Jarvis, 1999), écoulement hypodermique et infiltration en profondeur (Dorioz et al., 1997) sont également importantes et peuvent atteindre 80 à 800t de terre par hectare et par an en fonction de la pente et de l'absence des couvertures des sols. Ces pertes en terres entraînent des sorties d'éléments comme le phosphore qui est surtout présent dans la phase solide du sol. Le P transporté en surface varie généralement entre 0.05 et $2.5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. La migration de P dans le profil semble faible. Pourtant cette migration peut être quand même significative lors de pluies d'orage tombant sur des sols asséchés ou après une application de P (Simard et al., 2000).

2.1.3. Le phosphore dans le sol

Le phosphore dans le sol existe sous deux formes principales (minérale et organique) qui se répartissent dans deux phases (solution du sol et phase particulaire ou phase solide du sol). Selon Schachtman *et al.* (1998) 20 à 80% de P dans les sols peuvent être sous forme de phosphore organique. P est très réactif, et la fraction inorganique comprend quelque 170 formes de minéraux de P. Bien que P puisse être présent en quantité importante dans le sol, il n'est pas toujours présent sous une forme disponible. Selon Morel (2002), dans les sols de grande culture, cultivés depuis plusieurs décennies, de l'ordre de 75% du P est sous forme minérale,

plus de 20% sous forme organique et le complément dans la biomasse microbienne du sol (Figure I.2). Dans les rizières de Madagascar la proportion du phosphore organique peut aller de 19 à 44% (Turner, 2006).

Dans la plupart des systèmes agricoles, l'application de P dans les sols est nécessaire pour assurer la productivité des plantes, mais la part de P ajouté prélevée par les plantes est faible. Dans les sols acides à fort pouvoir de fixation de P, plus de 80% de P apporté est immobilisé dans la fraction non labile et n'est plus disponible dans l'année qui suit l'apport de l'engrais. Ces formes de P ne peuvent pas être prélevées par les plantes à cause des processus d'adsorption, de précipitation ou bien de conversion sous forme organique.

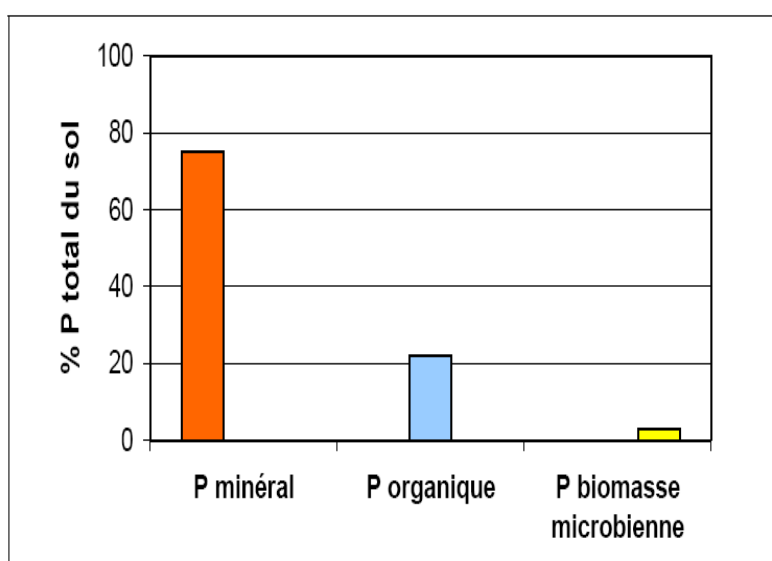


Figure I.2 : Répartition dans des sols cultivés de régions tempérées des formes minérales, organiques et microbiennes.

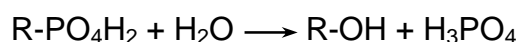
Source : Morel, 2002

a. Le phosphore organique

Le phosphore organique peut provenir des déchets végétaux ou des microorganismes du sol. En effet, le phosphore organique est constitué des composés chimiques bien identifiés qui sont impliqués dans les nombreux processus biologiques indispensables à la vie comme la respiration, les transferts d'énergie ou la reproduction (ADN, ARN, les formes phytiques dans les graines des végétaux), puis des formes organiques présentes dans les structures cellulaires des animaux et des végétaux qui sont restituées au sol après leur mort et enfin, des ions phosphates liés avec des molécules organiques et minérales par adsorption ou par précipitation.

La fraction organique du phosphore varie largement suivant les types de sol et les pratiques agricoles puisqu'elle est habituellement comprise entre 20 et 80 % du phosphore total. Dans le contexte des terres labourées de longue date des régions tempérées, la teneur en phosphore organique est de l'ordre de 20% du phosphore total. La variation interannuelle de cette teneur en P organique est d'ailleurs stable sur le long terme (Morel, 2002). La concentration en phosphore organique peut varier de quelques traces dans les régions arides à quelques centaines de ppm dans les sols forestiers (Sanyal et al., 1991).

La participation du phosphore présent dans des molécules organiques à la nutrition des plantes ne peut intervenir qu'après minéralisation par des micro-organismes du sol et par des phosphatases extracellulaires. La minéralisation est assurée par l'hydrolyse des liaisons phosphates, grâce à diverses phosphatases :



Puisque le phosphore des engrais organiques est libéré par l'activité biologique du sol, il peut être disponible plus longtemps à la culture selon les conditions qui favorisent la minéralisation. En effet, le chercheur Régis Simard a démontré que le lisier permettait une meilleure alimentation en P du maïs qu'une fertilisation minérale. Ainsi, la combinaison d'engrais minéral et d'engrais organique se traduit par un effet synergique de la disponibilité du phosphore.

Pour le phosphore organique, l'analyse de sol standard ne permet pas de l'estimer ou si peu. La disponibilité de cette fraction du phosphore dépend donc de la minéralisation de la matière organique, comme c'est le cas pour l'azote. C'est donc dire que cette forme de phosphore est sous le contrôle de l'activité biologique du sol.

b. Le phosphore minéral

Le phosphore minéral du sol provient de l'altération de la roche mère par hydrolyse, solubilisation ou par des réactions d'oxydoréduction (Larsen, 1967). Il est présent en quantité variable dans les minéraux silicatés. Les concentrations en phosphore dans les sols s'échelonnent de 100 à 3000 mg P kg⁻¹ (Bonneau et al., 1994). Les ions orthophosphates sont majoritairement associés aux phases minérales des sols (argiles, oxydes de fer et d'aluminium, carbonates) et constituent le phosphore minéral. Le principal minéral phosphaté des sols est l'apatite $3Ca_3(PO_4)_2CaX_2$, où X représente OH, F ou Cl. Occasionnellement, Na et Mg peuvent se substituer à Ca. De même la substitution de certains groupements phosphates par des carbonates CO_3^{2-} conduit à de nombreuses apatites carbonatées. Dans un environnement calcaire, l'apatite est un minéral très stable et se présente souvent dans la taille des sables, ce qui le rend facilement reconnaissable (Frossard et al, 1995). Dans les sols

ferralitiques les formes minérales du phosphore se trouvent dans les minéraux argileux comme la kaolinite, ou l'hématite, et aussi principalement sous forme d'oxyde et d'hydroxyde de fer dans la goethite et d'aluminium dans la gibbsite. Le phosphore libéré dans le sol par les minéraux primaires, sous forme de phosphates solubles, réagirait initialement avec les oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium.

c. Le phosphore contenu dans la biomasse microbienne du sol

Selon Brookes et al. (1984), le phosphore microbien représenterait 2% à 24% du phosphore organique du sol. La détermination du P contenu dans la biomasse microbienne est un peu compliquée. Il est généralement déterminé par fumigation au chloroforme d'un échantillon de sol frais, suivie d'une extraction chimique par la méthode Olsen (Brookes et al., 1984). Un coefficient peut être ensuite utilisé pour rendre compte de l'efficacité de la fumigation. Cependant, une fraction notable du P microbien libéré dans la solution pendant la période de fumigation peut réagir avec le sol. Cette réaction de sorption peut biaiser l'évaluation du P de la biomasse microbienne.

Dans les sols de grande culture cultivés de longue date, le P de la biomasse microbienne ne représente que quelques pourcents du P total, équivalent à quelques dizaines de kilogrammes de P par hectare (Morel, 2002). La variation de la quantité de P microbien a rarement été étudiée sur la période de croissance et de développement d'une culture. Il est donc délicat de quantifier précisément l'intervention de la biomasse microbienne dans la nutrition P des cultures.

Néanmoins, une appréciation générale peut être esquissée. Il est donc raisonnable de considérer la biomasse microbienne comme un compétiteur vis-à-vis des racines de la plante pendant la période d'absorption de P plutôt que comme une source de P. Un résultat récent tend d'ailleurs à soutenir cette analyse qualitative globale. En effet, lors de l'étude de la valeur fertilisante à court terme du P de boues de stations d'épuration, Guivarch (2001) a mis en évidence une relation significative entre la contribution du P de la boue à la nutrition de la plante et la minéralisation nette de l'azote dans le sol. Pour des boues peu stabilisées avec un C/N élevé le développement de la biomasse microbienne du sol induit une immobilisation nette de N et donc de P et une réduction de la biodisponibilité du P de ces produits.

d. Le phosphore adsorbé sur les constituants des sols

L'adsorption des ions phosphates peut se faire sur les minéraux alumino-silicatés des argiles et sur la matière organique du sol. En milieu acide, l'adsorption des H_2PO_4^- peut être due à l'existence de charges positives directement à la surface des constituants comme les oxydes de fer dont le PCN (Point de Charge Nulle) est

autour de 8,2. L'adsorption peut également se produire avec des constituants dont la charge de surface est négative par l'intermédiaire d'un cation. On peut dire que cette forme est prépondérante dans les sols ferrallitiques riches en oxyhydroxydes et développant une importante charge de surface ; ces colloïdes étant chargées positivement, les anions phosphates adsorbés par ces sites colloïdaux ne sont assimilables par les racines des plantes qu'après leur libération dans la solution de la rhizosphère (Hocking et al., 1999). La matière organique, de charge négative y joue un rôle important, où les anions/acides organiques pourraient concurrencer les anions phosphates au niveau des sites d'adsorption à l'interface sol - solution, et des sites de précipitation-dissolution au niveau de la phase liquide. Les minéraux amorphes adsorbent plus de P que la kaolinite et les oxydes d'Al et de Fe. D'après différents travaux de recherche, l'activité du phosphate dans la solution du sol serait surtout contrôlée par les réactions de dissolution-précipitation des minéraux amorphes de phosphate et que l'apport de P provoquerait la formation de minéraux amorphes de phosphate dans les sols à bas pH (Rabeharisoa, 2004).

Dodor et Oya (2000) travaillant sur les caractéristiques d'adsorption du phosphate sur des sols de Okinawa (Oxisol) ont rapporté l'absence de relation significative entre le pH du sol et le maximum d'adsorption du P. Par contre, Rajan et Fox (1975) ont rapporté que l'adsorption de P est liée avec augmentation du pH, la libération de sulphate et l'augmentation de silicate. L'augmentation de l'adsorption de P par les silicates s'élève avec les réactions d'échange à leur surface.

D'une manière générale, il a été accepté que la plupart des ions phosphate soient fixés par une réaction avec Fe, Al, Ca ainsi que d'autres ions qui sont coordonnés avec des ions oxygène et hydroxyde à la surface des constituants du sol (Bolan, 1991). En sols acides, ces constituants comprennent les oxyhydroxydes de Fe et Al, les minéraux argileux et les composés amorphes de Fe et de Al associés avec la matière organique (Bolland et Gilkes, 1998).

- **Le phosphore sur les surfaces d'oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium**

Dès 1975, Prafitt et al. ont montré par spectroscopie infrarouge que l'adsorption du phosphore sur les surfaces d'oxyhydroxydes de fer résultait d'une ou de deux liaisons covalentes. Depuis, d'innombrables études ont été conduites pour modéliser l'adsorption des ions sur ces minéraux (Goldberg et al, 1984; Lindsay et al., 1989; Syers et al., 1989 ; Barrow et al., 1990 ; Pierzynski, 1991; Fardeau et Frossard, 1992).

Les auteurs qui abordent l'adsorption sous l'angle « mécanistique » s'accordent pour décrire l'adsorption du phosphore comme un échange de ligands. L'adsorption est

plus importante sur la goethite que sur l'hématite. Ce résultat traduit une meilleure accessibilité des groupements OH mono coordonnés sur les faces de la goethite (Torrent et al., 1990).

L'adsorption sur les oxydes d'aluminium (gibbsite) est expliquée par des phénomènes similaires : la formation de complexes. Ces derniers ont notamment été observés indirectement par Kyle et al. (1975) ainsi que Prafitt et al. (1977). Lorsque les concentrations en phosphate dans la solution dépassent 30 ppm, l'adsorption est remplacée par des réactions de précipitation. Il se forme alors un phosphate d'aluminium.

- **Le phosphore sur les surfaces d'argiles**

L'adsorption spécifique sur les argiles peut se faire par échange de ligand, uniquement sur les bords des feuillets d'argile (Madrid et al., 1991). Des complexes de sphère interne se formeraient aussi sur les surfaces d'argiles à charge permanente, par l'intermédiaire de cations polyvalents (Morel, 1996). Par ailleurs, Kodama et al (1975) ont montré que des phosphates pouvaient être incorporés entre des feuillets de montmorillonite sous forme de phosphates d'aluminium hydratés.

Ces modes d'adsorption semblent relativement mineurs comparativement à l'adsorption sur les oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium (Mc Laughlin et al., 1981). Toutefois, sur des argiles 1/1 telle la kaolinite, Schwertmann et al (1992) ont établi que l'adsorption de phosphore était proportionnelle à la surface spécifique. En fait, dans les sols, les argiles sont généralement associées aux oxyhydroxydes. Ces derniers forment des revêtements pelliculaires à la surface des minéraux silicates du sol (Hendershot et Lavkulich, 1983). Cette pellicule confère à l'ensemble une charge de surface variable et une forte propension à fixer les phosphates (Perrott et al., 1974).

- **Le phosphore dans la matière organique**

L'adsorption directe du phosphore sur la matière organique des sols est rarement évoquée dans la littérature. En revanche, la matière organique forme des complexes stables avec les cations métalliques du sol : Fe, Al et dans une moindre mesure Ca. Ces complexes sont appelés organométalliques (Levesque et Schnitzer, 1969 ; Haynes, 1984 ; Bloom, 1981 ; Gerke et Hermann, 1992). Ces assemblages forment des colloïdes réactifs à l'égard des groupements phosphates. Le mode de liaison invoqué par ces auteurs, est la formation de complexes HA-Metal-PO₄. Ainsi, lorsque le phosphore d'un sol semble lié à la matière organique, il y a souvent une excellente corrélation entre le pouvoir fixateur de celle-ci et sa concentration en Al ou Fe (Martin et al., 1957). Ainsi, Bloom (1981) indique que la rétention des phosphates dans les

sols acides riches en matière organique est le fait de complexes organométalliques alumineux. De même, Negrin et al. (1996) ont découvert, dans des andosols des Canaries, que la désorption de phosphore était en partie contrôlée par la formation de complexes solubles Al-P-acide fulvique.

Cependant, la matière organique lorsqu'elle est dissoute joue aussi un rôle compétiteur vis à vis de l'adsorption des phosphates sur les oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium et éventuellement sur les argiles (Hue, 1991). La littérature sur cet aspect est abondante. Cependant, elle diverge quant à la nature des sites occupés respectivement par les phosphates et la matière organique. En fait, les résultats semblent varier selon la nature des molécules organiques et des surfaces d'oxydes considérées ainsi que les conditions expérimentales (pH, concentrations relatives en P et matière organique dans la solution). Ainsi, Frossard et al. (1986) ont mis en évidence la libération de phosphates sous l'influence de glucose et de xanthane, dans des sols ferrallitiques brésiliens. Geelhoed et al. (1997,1998) montrent que l'adsorption de citrate par la goethite est fortement influencée par un apport de phosphate, à pH légèrement acide. En revanche, le phosphate adsorbé est moins facilement désorbé par un apport de citrate. Dans les andosols, le phosphore est essentiellement adsorbé sur des oxyhydroxydes d'aluminium. Beck et al. (1999) ont montré par des essais sur colonne que l'adsorption de phosphore y provoquait une solubilisation de matière organique. Nilsson et al. (1996), ont cherché à interpréter la compétition entre phosphate et phthalate vis à vis de l'adsorption sur la goethite. Ils emploient un modèle où le phthalate forme des complexes de sphère externe. Ainsi, le phthalate n'a que peu d'effet sur l'adsorption de phosphate. En revanche, la concentration en phosphate qui modifie la force ionique de la solution affecte l'adsorption du phthalate. Des expériences réalisées sur un complexe aluminium-hydroxysulfate par Violante et al. (1996) illustrent une compétition entre phosphate et oxalate. Cependant, l'effet plus important des phosphates sur la libération de sulfates reflète une disparité des sites d'adsorption. Enfin, Lan et al. (1995) montrent que dans certains cas la libération du phosphore sous l'action de la matière organique s'accompagne d'une solubilisation de l'aluminium. La création de complexes avec des anions organiques favorise, en effet, la dissolution des oxyhydroxydes. Ce phénomène se produit naturellement dans les sols. Il s'agit de la complexolyse (Duchaufour, 1995).

2.2. La biodisponibilité du phosphore dans les sols

2.2.1. Biodisponibilité d'un élément dans le sol

Le concept de biodisponibilité est largement utilisé. Cependant, il est rarement rigoureusement défini et il est souvent utilisé en lieu et place de disponibilité chimique. Dans le domaine des sciences du sol, la biodisponibilité peut être donc définie comme la potentialité d'un élément d'être transféré du sol jusque dans un organisme vivant considéré. Selon Hinsinger et al. (2004), pour un sol donné, la fraction biodisponible d'un élément peut considérablement varier selon l'organisme, y compris parmi des êtres vivants proches tels que les végétaux supérieurs.

Quant à la biodisponibilité d'un élément minéral dans le sol, elle fait appel à une composante physico-chimique et à une composante biologique. La composante physico-chimique correspond à la disponibilité qui résulte de la mobilité physique (distribution spatiale, accessibilité,...) et de la transformation chimique (spéciation, réactivité...) de l'élément considéré. La composante biologique est propre à la nature et aux actions de l'organisme vivant considéré. La biodisponibilité varie suivant la plante cultivée, elle est donc déterminée par l'aptitude de l'organisme vivant considéré à absorber cet élément mais aussi par son aptitude à modifier sa mobilité physique et chimique.

La biodisponibilité doit donc intégrer les interactions complexes entre le sol et l'organisme vivant considéré et ne peut se réduire à une estimation de la seule disponibilité chimique évaluée par les méthodes d'analyse de terre conventionnelles.

2.2.2. Le phosphore biodisponible

En raison des insuffisances de la notion de « phosphore assimilable », un terme utilisé en agronomie pour estimer la part du phosphore total disponible pour les plantes, il est apparu nécessaire de prendre en compte les interactions entre les composantes organiques et minérales du phosphore du sol, les teneurs en solution et l'activité des racines et des microorganismes. Selon Vanden Bossche (1999), la biodisponibilité de phosphore est déterminée par la contribution d'un compartiment du phosphore du sol à l'alimentation de la plante tout en tenant compte de toutes ces interactions. La biodisponibilité du phosphore dépend donc potentiellement d'un grand nombre de réactions physico-chimiques et biologiques capables de libérer des ions phosphates dans la solution à partir des compartiments minéral, organique et microbien du sol. Le P biodisponible était caractérisé par trois facteurs, c.-à-d. intensité, qualité et capacité inférées des paramètres d'expérience qui décrivent le dynamisme de phosphore de sol à travers l'échange d'isotope d'ions de phosphate.

L'évaluation quantitative de la fraction biodisponible du P du sol dans les systèmes sol-solution-plante dans les conditions du champ est délicate et relativement complexe. La complexité de ces systèmes est grande par la multiplicité et la diversité des formes de P, la diversité et l'interactivité des mécanismes impliqués dans la régulation du transfert des ions P entre le sol et la solution puis entre la solution et la racine (Maire, 2005).

Dans la littérature, le P est séparé en différentes fractions basées sur leur potentiel à fournir des orthophosphates inorganiques à la plante (Gachon, 1972). Globalement, on retrouve le P en solution, le P labile et le P non labile (stable) (Iyamuremye et Dick, 1996). Le P labile constitue une réserve de P soluble pour la plante, tandis que le P non labile est très peu biodisponible. Ces deux formes peuvent contenir des constituants organiques ou inorganiques

Le phosphore se présente donc sous les formes suivantes dans le sol :

- phosphate dissous dans la solution du sol sous forme d'anions orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) en très faible concentration, de l'ordre de 0.08 à 2.31 mg P L⁻¹ (Morel et al., 2000) ;
- phosphore labile plus ou moins rapidement biodisponible adsorbé sur phase solide du sol (argiles et matière organique)
- phosphore non labile très peu biodisponible contenu dans les minéraux et les précipités organiques du sol.
- Composés organiques phosphatés

La fraction biodisponible du P du sol a pour origine les ions P dissous et les groupements P de la phase solide du sol susceptibles de passer en solution.

a. Les ions phosphates en solution

Le P dissous peut être sous forme d'espèces ioniques libres ou complexées, minérales et organiques. En effet, d'autres formes dissoutes portant un groupement phosphate pourraient être liées à d'autres molécules dissoutes, sous formes de complexes ou chélates, ou autres composés organiques dont le phosphate ne serait disponible pour la plante qu'après passage dans la solution au niveau de la rhizosphère (Hocking et al, 1999).

Compte tenu du pH de la solution de sol, généralement compris entre 4.5 et 8.2, les espèces ioniques sont principalement H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} qui peuvent former des complexes avec des cations et des molécules organiques. Des composés organiques contenant du P et des polyphosphates ont également été identifiés en solution (Morel, 2002).

Les plantes prélèvent les ions phosphates dissous dans la solution du sol. La concentration des ions P dans la solution du sol varie selon les types de sols et les pratiques culturales. Dans les sols d'exploitation d'élevage intensif à forts excédents structurels, elle peut atteindre jusqu'à 4 à 5 mg P L⁻¹, mais généralement elle est comprise entre 0,05 et 2 mg P L⁻¹ (Morel et al., 1997). Les ions P de la solution ne présentent qu'environ 1% du phosphore total prélevé par la plante (Morel, 2002).

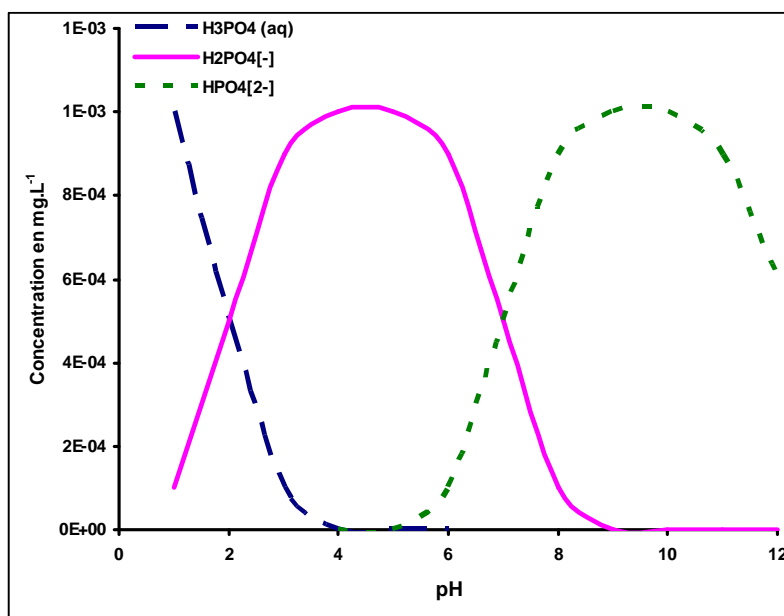


Figure I.3 : Les espèces ioniques de l'acide orthophosphorique (H₃PO₄) en fonction de pH de la solution

b. Le phosphore contenu dans la phase solide du sol

- Le phosphore inorganique du sol

La disponibilité du phosphore minérale dans le sol dépend des éléments auxquels il est associé. Les recherches ont permis de déterminer que le niveau d'aluminium (Al) et de fer (Fe) des sols était un bon indicateur pour estimer cette disponibilité (ou la capacité de fixation en phosphore des sols). Plus l'aluminium est élevé, moins le phosphore minéral sera disponible (Rabeharisoa, 1985).

- Le phosphore contenu dans les produits organiques

Les phosphores organiques du sol peuvent être sources des ions phosphates biodisponibles dans la solution du sol après la minéralisation. Ils peuvent être obtenus par l'apport des fumiers ou par les résidus des récoltes et qui peuvent être estimés à environ 0.2mg P kg⁻¹ an⁻¹. La vitesse de décomposition des résidus organiques décroît lorsque le rapport C/N augmente (Friessen et al., 1997). Le devenir du P est étroitement lié à celui de l'azote des résidus. Presque 80% du P des

résidus a été minéralisé avant le début de la période de prélèvement de P par la culture. Durant la période de prélèvement de P par la culture, seuls quelques pourcents du P restant sont minéralisés ce qui ne représente que quelques centaines de grammes de P.

3. Les différents mécanismes de transfert de phosphore à l'interface sol-solution-plante

3.1. Le transfert solide-solution

Compte tenu de la diversité des formes de P dans le sol, un grand nombre de réactions physico-chimiques et biologiques (Tableau I.1) régulent les transferts d'ions P à l'interface sol-solution suivant la nature du phosphore. Il s'agit des réactions d'échange d'ions, d'adsorption et de désorption, de précipitation et de dissolution, de diffusion moléculaire, d'oxydo-réduction, acido-basiques et de minéralisation, cette liste n'étant pas limitative (Figure I.4) (Morel, 2002). Ces réactions peuvent libérer des ions P depuis la phase solide vers la solution ou, au contraire, soustraire des ions P de la solution au profit de la phase solide.

La régulation de la concentration des ions P dans la solution peut donc être assurée par de nombreux mécanismes et la hiérarchisation du rôle de chacun d'eux est délicate puisqu'elle dépend en particulier des caractéristiques du milieu qui influent largement sur le fonctionnement des racines et des microorganismes associés comme les champignons mycorhizogènes du sol.

Quelques tentatives ont été réalisées pour identifier la prédominance de tel ou tel mécanisme dans la réactivité des sols vis-à-vis des espèces en solution. La précipitation-dissolution de composés minéraux phosphatés est l'un des premiers à avoir été évoqué et étudié (Cole et al., 1953). La prise en considération d'autres mécanismes, l'adsorption et la diffusion, s'est rapidement révélée essentielle pour décrire les réactions entre les ions P en solution et les constituants du sol. Des recherches approfondies n'ont cependant pas permis de hiérarchiser ces mécanismes de régulation du transfert sol-solution des ions phosphate (Fardeau, 1981). Le nombre et la nature des constituants du sol réagissant avec les ions P, le nombre et la nature plus ou moins amorphe des minéraux phosphatés, fonction tous les deux des conditions physico-chimiques dans les sols, et l'impossibilité d'identifier et de quantifier précisément toutes ces différentes formes rend difficile et délicate l'établissement de relations mécanistes entre spéciation et biodisponibilité du P.

L'analyse quantitative du rôle des principaux mécanismes responsables du prélèvement de phosphore par les racines dans le contexte des sols cultivées de

longue date des régions tempérées montre que le mécanisme de diffusion est le mécanisme dominant et que la prévision de la fraction biodisponible du P du sol peut être obtenue par des expériences de laboratoire sur suspensions de terre en utilisant le traçage isotopique des ions P du sol. Ces expériences caractérisent à la fois la quantité d'ions phosphates dans la solution et la quantité d'ions phosphates associés à la phase solide qui participent à l'équilibre solide-solution et permettent également de modéliser la dynamique du transfert par diffusion des ions phosphates entre les deux phases du sol (Rabeharisoa, 2004).

⇒ Le mécanisme de diffusion

La diffusion est le mouvement des ions dans la solution du sol, engendré par un gradient de concentration. Le prélèvement actif par les racines crée ce gradient. La différence de concentration entre la solution du sol et la phase solide détermine alors le déplacement par diffusion. Le mécanisme de diffusion tend donc à homogénéiser le milieu et existe continuellement.

Ainsi la diffusion associée à la libération conjointe d'un élément lié à la fraction solide du sol assure l'essentiel besoin de la plante.

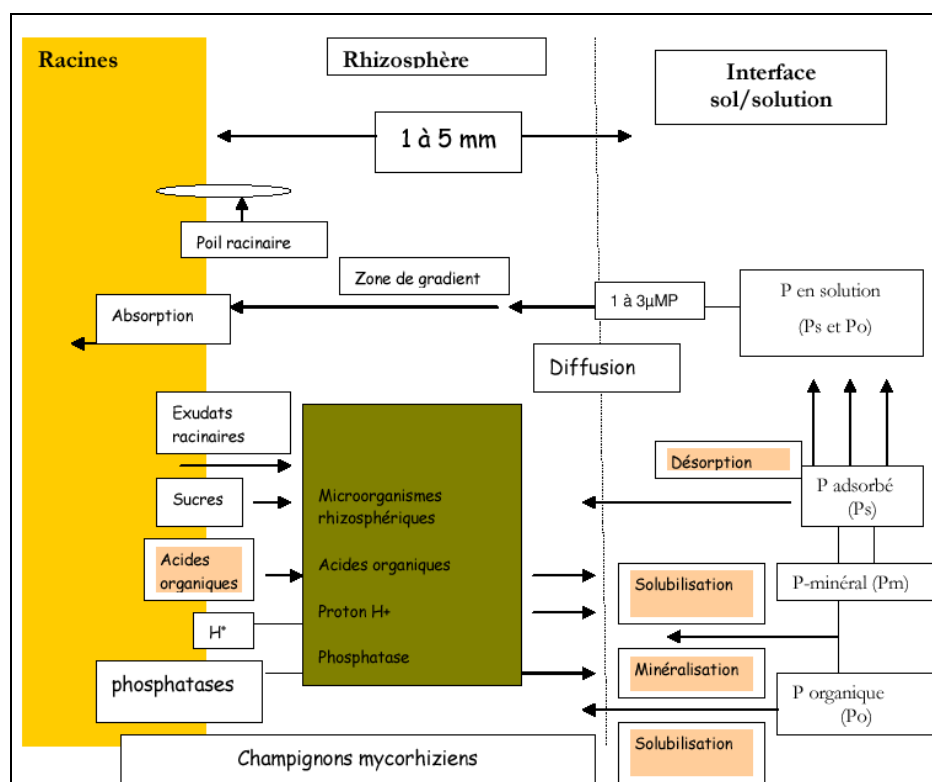


Figure I.4 : Mécanisme rhizosphérique et physico-chimiques de transfert de phosphore à l'interface sol/ solution/racines dans les sols (Hocking et al., 1999)

Source : Rabeharisoa, 2004

Tableau I.1 : Les différents mécanismes physico-chimiques et biologiques de mobilisation de phosphore à l'interface solide solution des sols

| Mécanismes physico-chimiques | | | | | | | Mécanisme biologique |
|--|--|---|---|---|---|--|---|
| Réactions acido-basiques | Précipitation-dissolution | Adsorption | Diffusion moléculaire | Complexation | Echange d'ions | Oxydo-réduction | |
| Au pH des sols (4,5 à 8,2) les espèces ioniques de phosphates sont principalement H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} (pK=7,2) | Formation des liaisons covalentes avec les ions phosphates : précipitation phosphate calcique insoluble en sols carbonatés | Formation des liaisons électrostatiques entre les ions Phosphates et la surface de certains constituants du sol (oxydes et hydroxydes, MO) | Elle peut avoir lieu sous l'effet de gradient de concentration dans la porosité des agrégats du sol | Substitution de groupement OH par des ions phosphates à la surface des oxydes | Mécanisme systématique du fait de la charge des sols : la capacité d'échange anionique est faible | Réduction du fer en sol hydromorphe libère des ions phosphates | Minéralisation du P organique par la biomasse microbienne du sol. |

Source : Morel, 2002

3.2. L'absorption au niveau de la racine

Les recherches effectuées tout particulièrement ces 2 dernières décennies ont montré la multitude et l'interactivité des mécanismes mis en œuvre par les racines pour mobiliser le P du sol. Les interactions électrostatiques du phosphate avec les particules du sol et la séquestration à la surface des argiles font que le phosphate est l'ion majeur le moins diffusible. Son prélèvement par les racines peut être plus rapide que sa diffusion dans le sol et il s'installe alors une zone d'épuisement autour des racines non mycorhizées. La morphologie du système racinaire devient alors un facteur déterminant qui conditionne les possibilités de croissance de la plante. Toute augmentation de la surface racinaire, en particulier par l'intermédiaire des hyphes ectomycorhiziens associés, permettra de restaurer une alimentation en phosphate normale. D'ailleurs, l'effet bénéfique de la symbiose mycorhizienne sur la croissance de la plante-hôte résulte en grande partie de l'amélioration de la nutrition phosphatée.

Dans cette phase d'absorption, l'existence du phénomène de mycorhizes joue un rôle très important. Les mycorhizes sont des associations symbiotiques contractées par les racines des végétaux avec certains champignons du sol. Elles favorisent l'absorption par les racines des éléments minéraux de la rhizosphère et du sol et améliorent ainsi la nutrition de la plupart des espèces végétales.

En effet, dans la rhizosphère, volume de sol qui entoure la racine et qui est directement influencée par l'activité des racines, des mécanismes physiques, chimiques (Hinsinger, 1998) et biologiques (Lemanceau et al, 1998) peuvent conduire à la mobilisation des ions P dissous et du P de la phase solide du sol. La rhizosphère est le volume de sol où s'exerce à la fois des mécanismes physiques, chimiques et (micro) biologiques déterminant et contrôlant le transfert des ions P entre le sol et la solution et des mécanismes physiques, chimiques et (micro)biologiques capables de mobiliser des ions P lors du fonctionnement du système sol-solution-plante (Morel, 2002).

La rhizosphère est donc un lieu d'échanges importants entre le sol, la solution de sol, la racine et la microflore qui détermine une modification des équilibres ioniques et gazeux et une augmentation de la concentration en composés organiques (Lemanceau et Heulin, 1998).

3.3. Interaction entre les différents mécanismes

Différents mécanismes que ce soit physique, chimique ou biologique peuvent exister dans le sol et peuvent être sources de la dynamique des ions phosphates à l'interface sol-solution-plante. Ces différents mécanismes pourraient se manifester en même temps, donc ils pourraient y avoir des interactions entre eux. L'un pourrait avoir des influences sur l'autre.

L'expression d'un mécanisme donné peut être affectée par l'existence d'un autre. Parmi les interactions les plus connues, on peut citer celle entre la disponibilité du P du sol et la croissance de la culture (Plénet et al., 2000), la mise en place et la croissance des parties aériennes et des racines de la culture et l'activité des champignons mycorhizogènes du sol (Plenchette, 1991). En conditions d'alimentation en P déficiente, la plante réagit en modifiant la part de la biomasse allouée aux racines (Mollier et al ; 1999) ce qui se traduit par une réduction de la croissance foliaire et une stimulation temporaire du développement du système racinaire (Pellerin et al., 2000). Comme la vitesse de croissance des racines est la première variable explicative du prélèvement de P (Barber, 1984), la fraction du P du sol susceptible d'être prélevé par la racine est le résultat de deux effets, l'un direct propre à la disponibilité du P du sol et l'autre indirect relatif à l'interaction de la biodisponibilité du P du sol sur la mise en place des capteurs de P. Cet effet indirect peut être positif, nul ou négatif suivant la biodisponibilité du P du sol (Guivarch, 2001). Ainsi, l'ajout de P en sol déficient en P augmente, parfois de façon spectaculaire, le prélèvement du P natif du sol par stimulation de l'élongation des racines (Morel, 2002). Au contraire, en sol ayant un statut P élevé, le prélèvement de P natif du sol peut-être sensiblement diminué par un apport supplémentaire de P à cause peut-être d'une réduction de l'élongation des racines (Rômer et al., 1988).

4. Les différentes approches d'appréciation de la quantité de phosphore biodisponible dans les sols

Dans le choix des méthodes, trois tendances principales se dégagent : la première, la plus ancienne et la plus simple, a pour but d'extraire par dissolution plus ou moins sélective à l'aide de solutions conventionnelles les composés phosphores contenus dans le sol (Dabin, 1967) ; la deuxième utilise toujours des solutions conventionnelles mais procède à un fractionnement des diverses formes minérales du phosphore, à savoir le phosphore soluble, puis le phosphore lié à l'aluminium, puis au fer, au calcium et enfin au phosphore résiduel, créant ainsi une notion de compartiments susceptibles de représenter l'ensemble des formes du phosphore

biodisponible ; et la troisième se propose de caractériser le phosphore biodisponible en termes de cinétique de transfert entre phase solide et phase liquide en tenant compte du temps comme variable importante des facteurs de biodisponibilité (Fardeau et al., 1994 ; Morel *et al.*, 2000).

4.1. Les extractions chimiques

En analyse de routine, la fraction biodisponible de phosphore est quantifiée par des extractions chimiques (Roche, 1983). Cette approche est particulièrement délicate car on tente d'extraire par des agents chimiques les formes présumées biodisponibles et combinées dans le sol sous de multiples aspects. Depuis plus d'un siècle, les chercheurs ont proposé plusieurs réactifs d'extraction et divers modes opératoires sans pouvoir retenir une seule méthode universelle satisfaisante dans une large majorité de cas (Espiau, 1994).

4.1.1. Les différentes méthodes utilisées pour l'extraction chimique

Devant la multiplicité des méthodes (Tableau I.2), comme pour la plupart des analyses chimiques du sol, le choix sera surtout fait en fonction des propriétés du sol à analyser (sol calcaire, sol à pH neutre ou acide).

Dans la quasi-totalité des méthodes par extraction, le dosage du phosphore est basé sur la formation et la réduction d'un complexe de l'acide orthophosphorique et de l'acide molybdique. La réduction du phosphomolybdate s'accompagne d'une coloration bleue dont l'intensité est proportionnelle à la quantité de phosphomolybdate réduit et par conséquent à la quantité de phosphore présent dans le milieu considéré.

Dans l'extraction, le rôle des facteurs physiques tels que la durée de contact terre/solution d'extraction, le genre et le degré d'agitation mécanique et la température d'extraction est extrêmement important. Étant donné que tous ces facteurs sont susceptibles de donner lieu à des variations du taux de phosphore extrait, il faut absolument que le procédé d'extraction soit rigoureusement normalisé. Ceci est également valable pour le procédé utilisant le fractionnement par phase successive (Mathieu C. et al., 2003).

Suivant la méthode utilisée, les valeurs (quantité de P extrait) varient significativement. Ces différences s'expliquent par la spéciation du phosphore dissous.

Il est évident donc que ces différentes méthodes vont donner des résultats différents pour un même type de sol voire même pour un même échantillon.

Tableau I.2 : Différentes méthodes d'analyse de phosphore assimilable (Zemoura, 2005)

| Méthode | Type de sol | Réactifs | P extrait |
|------------------------------------|---|--|---|
| Dyer (1894) | Sol avec calcaire total inférieur à 20g/kg | Acide citrique monohydraté : 20g/l m/V=1/5 Durée d'agitation : 16heures | Phosphore lié au calcium et aluminium, dosage par spectrométrie d'absorption moléculaire à 825 nm du complexe phosphomolibdique réduit à chaud par l'acide ascorbique en milieu sulfurique. |
| Bray n°2 (1945) | Sols acides (pH = 5,5) | Fluorure d'ammonium 0,03N en milieu acide chlorhydrique 0,1N | Phosphore lié à l'aluminium et au calcium, mesuré par analyse spectrométrie sur un appareil à flux continu, de la couleur bleue à 660 nm du complexe phosphomolibdique réduit à chaud par l'acide ascorbique. |
| Olsen (1954) | Sols tempérés, pH déterminé (8,5) | Bicarbonate de sodium 0,5N, m/V=1/20 | Phosphore lié au calcium-aluminium et fer, mesuré par analyse spectrométrie sur un appareil à flux continu, de la couleur bleue à 660 nm du complexe phosphomolibdique réduit à chaud par l'acide ascorbique. |
| Joret-Hébert (1955) | Tous les types de sols, pH>6,8 | Oxalate d'ammonium 0,1N m/V=1/25 Durée d'agitation : 2heures à 20°C | Phosphore lié au calcium et aluminium, mesuré par analyse spectrométrie sur un appareil à flux continu, de la couleur bleue à 660 nm du complexe phosphomolibdique réduit à chaud par l'acide ascorbique. |
| Chang et Jackson (1957) | | Succession de traitements avec : Chlorure d'ammonium, Fluorure d'ammonium, Soude, Acide sulfurique, Citrate de sodium | Les différentes formes de P dans le sol : P les plus solubles, P lié à l'Al (P-Al), au Fe (P-Fe), au Ca (P-Ca), Le P lié aux hydroxydes de Fe et d'Al. |
| Olsen modifiée Dabin (1976) | Sols tropicaux acides, mais peut s'appliquer à tous les types de sols | Bicarbonate de sodium 0,5N et de fluorure d'ammonium 0,5N, m/V=1/50 | Phosphore lié au calcium et aluminium, mesuré par analyse spectrométrie sur un appareil à flux continu, de la couleur bleue à 660 nm du complexe phosphomolibdique réduit à chaud par l'acide ascorbique. |

A Madagascar dans les années 60-70, la méthode Olsen modifiée Dabin était utilisée pour étudier le phosphore dit assimilable du sol. Mais certains résultats obtenus en pots de culture effectués en conditions standardisées n'étaient pas vraiment pertinents, par rapport à ceux obtenus par d'autres approches (Morel et Fardeau, 1987). Une des méthodes qui est encore utilisée aujourd'hui à Madagascar pour caractériser le phosphore assimilable dans un sol est l'extraction Olsen (extraction de 1 g de terre par 20 ml de bicarbonate de sodium 0,5 M à pH de 8,5 pendant 30 minutes).

4.1.2. Les avantages et limites de ces extractions chimiques

Sur le plan technique, les extractions chimiques sont plus faciles à manipuler et permettent d'obtenir des résultats rapidement, de façon reproductible au niveau expérimentation au laboratoire. Mais cette méthode ne reflète pas la réalité par rapport au fonctionnement du système sol-solution-plante. Fardeau et al. (1988b) montrent que les réactifs extractants moyennement agressifs comme le NaHCO_3 0.5M ou agressifs comme l'acide citrique 2%, n'extraient pas tout le P_i assimilable et extraient du P_i non assimilable. Ce travail démontre, qu'étant donné les multiples réactions se déroulant dans le sol, il est illusoire de chercher le réactif chimique idéal qui permettra dans toutes les situations d'extraire tout le P assimilable et rien que lui. Donc la question qui se pose : comment peut-on trouver un réactif susceptible de reproduire le mieux possible l'action d'extraction des racines, et convenable pour tous les types de sols ? et ceci d'autant plus depuis que l'on sait à présent combien la dynamique de cet élément dans le sol est complexe.

L'interprétation des données analytiques issues des extractions repose, non sur des approches mécanistes, mais sur des corrélations établies entre des rendements, ou des rendements relatifs, et les quantités extraites, ce qui imposerait de n'utiliser ces corrélations que dans des situations proches de celle où elles ont été établies.

La prévision d'une quantité de phosphore biodisponible à partir d'une extraction chimique est donc peu fiable et peu précise. Malgré le nombre important réalisé pendant plusieurs décennies, la qualité de l'évaluation de la biodisponibilité reste peu concluante, alors que les recommandations agronomiques sont toujours basées sur les résultats de cette méthode.

4.2. Evaluation biogéochimique de la biodisponibilité

En analyse approfondie, la fraction biodisponible est caractérisée en utilisant les méthodes des sorption-désorptions et des traçages et dilution isotopique des ions phosphate.

Ces méthodes simulent l'action des racines du végétal. Le phosphore se présente dans la solution du sol sous forme anionique. On sait en outre qu'il se déplace très lentement vers les racines par diffusion : la racine absorbe tout le phosphore ionique en solution dans un volume de sol correspondant au volume du chevelu radiculaire.

4.2.1. Méthode de sorption-désorption

Elle consiste à déterminer la variation de la concentration des ions phosphates dans la solution et la quantité nette associée d'ions phosphates transférés entre les phases solides et solution du sol. Dans ce cas, on apporte de P à doses croissantes dans la suspension de sol et deux phénomènes peuvent se produire au niveau du système : soit une sorption soit une désorption. (**Sorption** : passage d'une quantité d'ions phosphates de la solution vers la phase solide du sol, **Désorption**: passage d'ions phosphates de la phase solide vers la solution)

Dans cette méthode la variation de la dynamique des ions phosphate à l'interface solide-solution dépend de la concentration des ions phosphates dans la solution.

La **variation** (ΔP_{sd}) de la quantité d'ions P transférés à l'interface solide-solution du sol par sorption-désorption (Morel, 2002; Schneider *et al.* 2003) est calculée au moyen de la relation suivante :

$$\Delta P_{sd} = Pw_i - Pw_f = (Cp_i - Cp_f) * V/M$$

Où

Pw_i (mg P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates dans la solution de la suspension de sol avant apport de P ;

Pw_f (mg P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates dans la solution de la suspension de sol après la période de sorption – désorption.

Lorsqu'il y a sorption, la valeur de ΔP_{sd} est positive et en cas de désorption la valeur de ΔP_{sd} est négative. La valeur de la concentration pour laquelle ΔP_{sd} est nulle correspond à la concentration d'équilibre de l'échantillon de sol pour les conditions opératoires utilisées.

4.2.2. Méthode par traçage et dilution isotopique

Le traçage isotopique est une méthode de choix pour quantifier et comparer l'origine du prélèvement d'un élément donné du sol par différentes espèces qu'elles soient ou

non mycorhizées (Bolan, 1991 ; Morel et Plenchette, 1994). Cette méthode, initiée par Barbier dès 1971 puis développée ensuite par Fardeau et Morel, utilise les ions phosphates $^{32}\text{PO}_4$ et $^{33}\text{PO}_4$. La technique de traçage isotopique repose sur l'hypothèse que les isotopes d'une même espèce chimique (ici ^{31}Pi , ^{32}Pi et ^{33}Pi) ont un comportement identique à l'égard des processus chimiques, physiques et biologiques. Cette hypothèse n'a pas pu être réfutée jusqu'à présent. Par contre, ces isotopes sont détectables par des méthodes différentes (^{31}Pi en colorimétrie ou en chromatographie ionique, ^{32}Pi et ^{33}Pi par la mesure de leur rayonnement radioactif par un compteur β en scintillation liquide). L'étude du transfert d'isotopes dans le système sol-eau ou sol-eau-plante permet, en utilisant des concepts développés en médecine, d'estimer le Pi présent sur la phase solide d'un sol qui est susceptible de passer en solution, sans avoir à extraire ce Pi du sol (Fardeau, 1993 ; Fardeau et al., 1991 ; Cobelli et al., 2000).

Deux types de méthodes utilisant ces principes peuvent être mises en œuvre : l'une basée sur le suivi du transfert du Pi radioactif de la solution du sol vers la phase solide dans une suspension sol-eau en agitation (la méthode des cinétiques d'échanges isotopiques, valeur E) et l'autre basée sur le marquage du P disponible d'un sol à l'aide de Pi radioactif et sur son suivi vers une plante test (valeur L).

Ces méthodes ont été déjà utilisées par plusieurs chercheurs dans différentes études (Pypers et al., 2006 ; Morel et Plenchette 1994 ; Fardeau, 1993 ; Larsen, 1952) pour étudier la biodisponibilité de P dans le sol.

Le principe de ce type d'étude est :

- d'introduire une quantité connue d'ions P radioactifs dans le sol afin de marquer, de façon homogène, l'ensemble des ions P du sol susceptibles de passer en solution.
- d'effectuer la culture des espèces étudiées
- et de comparer la quantité de P prélevé et sa composition isotopique en fonction des espèces

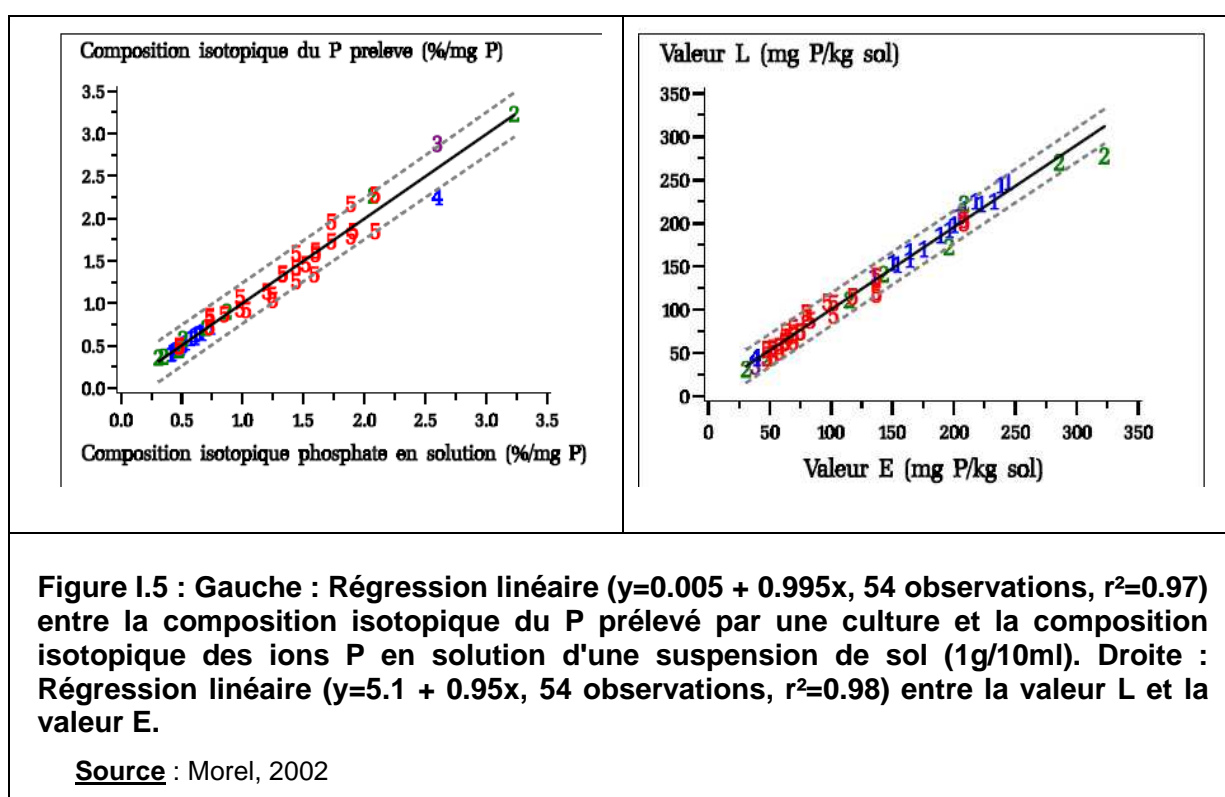
En pratique, une quantité connue (R) d'ions P radioactifs en solution est soigneusement mélangée dans le sol. La radioactivité (r) et le phosphore prélevés par une plante sont ensuite déterminés après différentes périodes de culture. La comparaison de la composition isotopique du P prélevé par différentes espèces cultivées permet de quantifier la proportion du P prélevé ayant la même origine. Cette approche a été récemment appliquée à des éléments en traces comme le cadmium par Gérard (1999).

Par ailleurs, à partir du même jeu de données, la quantité de P biodisponible du sol peut-être déduite de la composition isotopique en appliquant le principe de dilution

isotopique. Cette approche, proposée et développée par Larsen (1952), consiste à appliquer la règle des proportions à la quantité totale de P du sol dans laquelle les ions P marqués se sont dilués pendant le prélèvement.

La validité de l'équation utilisée pour calculer les quantités de P_i isotopiquement échangeable et en déduire les quantités de P_i des différents compartiments a été vérifiée pour des sols bien pourvus en P_i en comparant les quantités de P_i échangeables mesurées dans des systèmes sol/solution (valeur E) et dans des essais en pots (valeur L) (Figure I.5).

L'intérêt et les limites de ces deux approches ont été décrites récemment (Fardeau 1996 ; Fardeau et al., 1996 ; Frossard et Sinaj 1997 ; Bühler et al., 2003).



Bien qu'extrêmement intéressante par son aspect applicatif, cette méthode est restée du domaine de la recherche et ne sera probablement jamais utilisée en routine eu égard aux difficultés de manipulation qu'elle présente (Fardeau et al., 2001). Ceci n'empêche pas que la méthode nous apporte de très précieux enseignements sur les modalités de fertilisation phosphatée des milieux étudiés selon ce protocole.

4.2.3. Couplage de sorption-désorption et dilution isotopique

La dynamique des ions phosphate à l'interface solide-solution est fonction de la concentration en solution et du temps. C'est pourquoi la méthode utilisée tient compte de la variation de la concentration des ions phosphates en solution avec la méthode de sorption-désorption et la durée du transfert des ions entre les deux phases avec la méthode de dilution isotopique. Le couplage de ces deux méthodes permet de paramétrer la fonction de Freundlich ($Pr = vC_P^{wt^p}$) décrivant la dynamique de la quantité (Pr) brute des ions phosphates diffusibles à l'interface solide-solution.

5. Problématique générale des recherches

Dans les pays tropicaux en voie de développement comme Madagascar, la démographie est croissante, l'insécurité alimentaire s'accroît. Par conséquent une pression foncière est devenue de plus en plus forte. La population est obligée d'exploiter au maximum toutes les ressources disponibles même les terrains à risque, en particulier sur les pentes comme les Tanety qui ont une faible productivité. Cette exploitation irrationnelle conduit donc à une dégradation générale des sols : baisse de fertilité, augmentation de l'érosion, perte de biodiversité faunique et microbienne etc...

Par ailleurs, dans un contexte de forte pauvreté, le paysan ne peut souvent pas prendre de risque de dépenses comme l'achat d'engrais. Il en résulte que dans de nombreux pays en voie de développement, la consommation d'engrais, qu'ils soient minéraux ou organiques, importés ou locaux, est à un niveau très faible et largement en dessous de ce qu'il devrait être pour apporter au sol les éléments nutritifs exportés par les récoltes, sans compter les pertes d'éléments nutritifs hors du champ par l'érosion. A Madagascar, le niveau d'utilisation des engrais par les populations paysannes est l'un des plus faibles au monde (par exemple la consommation d'engrais NPK est nettement inférieure à $10 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ alors que 5 à 10 fois plus serait nécessaire pour une productivité correcte) (Feller, 2007). Par ailleurs, de nombreux sols tropicaux (dont Madagascar), même s'ils ne sont pas limitants en certains éléments fertilisants, peuvent, de par leur propriété naturelle, rendre ces éléments indisponibles pour la plante, c'est le cas du phosphore.

Le phosphore est par nature un élément avide de liaisons, ce qui signifie qu'il se combine rapidement avec plusieurs autres éléments, c'est pourquoi on le trouve surtout sous la forme de phosphate. Par conséquent, une grande partie du phosphore du sol n'est pas disponible pour les plantes, de sorte qu'il faut les rendre accessibles pour produire des récoltes.

D'autres formes comme les pyrophosphates, les métaphosphates et certains phosphates organiques solubles peuvent être absorbés, mais leur altérabilité dans les milieux naturels les confine à un rôle secondaire (Tisdale et Nelson, 1975). Les phosphates de la solution du sol sont susceptibles d'être absorbés par les plantes ou d'être fixés sur les divers colloïdes du sol comme les argiles, la matière organique, et les hydroxydes de fer et d'alumine. Dans les milieux dotés de conditions extrêmes de pH, soit très acides ou très calcaires, les phosphates évoluent vers des formes cristallisées insolubles et par conséquent, soustraites au cycle biologique. Dans les milieux acides et riches en oxyhydroxydes, une partie considérable du phosphore lié à l'aluminium précipite de façon irréversible.

La fixation de phosphore dans les différents types de sols est déterminée par le contenu d'argiles et d'oxyhydroxydes. La capacité de fixation des phosphates est dépendante de la présence dans les sols des composés amorphes (caractérisés par leur surface spécifique importante), en aluminium échangeable, et en matière organique (Fardeau et Conesa, 1994). Le problème de la nutrition en phosphore est souvent lié à celui de la mobilisation des réserves, qui s'avère toujours difficile quelle que soit la valeur de pH du sol (la valeur optimale se situe entre 5,5 et 6). On constate que les engrais phosphatés incorporés au sol, même s'ils sont solubles, s'immobilisent rapidement par interaction avec la phase solide (Tisdale et Nelson, 1975 ; Marschner, 1995).

Le manque de disponibilité de phosphates déclenche des carences chez les végétaux. La présence de phosphates, en quantité suffisante et sous forme disponible pour les végétaux, est indispensable en début de végétation et pendant la croissance des organes jeunes. Chez le végétal, au fur et à mesure que sa maturité avance, le phosphore migre des organes végétatifs vers les organes de réserve et en particulier s'accumule dans les graines (Scheiner *et al.*, 2000).

A part ce problème de disponibilité du phosphore dans le sol et les processus d'érosion du sol et de lessivage entraînant la diminution de toutes les formes de phosphore dans le sol, les ressources de phosphores inorganiques sont non renouvelables et limitées.

Les estimations sur les réserves de phosphore varient, de même que les projections sur le temps qu'il faudra pour épuiser entièrement cette ressource irremplaçable. La fourchette va de 60 à 130 années au prix du marché actuel, (Steen, 1998), selon les hypothèses sur le niveau de production et la demande, mais toutes les sources s'accordent sur le fait que la production déclinera en qualité et que son coût augmentera. Le phosphore relativement bon marché que nous utilisons aujourd'hui

va probablement cesser d'exister dans un délai de 50 ans. Il est clair qu'il faut commencer à recycler le phosphore et à le restituer aux sols pour diminuer le besoin d'en extraire des mines pour l'usage de fertilisant artificiel.

La connaissance de la quantité et de l'état du phosphore dans le sol est donc indispensable afin de mieux gérer la production agricole. Les analyses du phosphore des sols sont destinées à l'estimation des quantités disponibles pour les plantes et ont pour objectif la gestion d'une fertilisation phosphatée optimale.

Dans tous les cas, des recherches approfondies, avec des méthodes d'étude adaptées aux conditions du milieu scientifique et édaphique sont nécessaires pour permettre aux agronomes de faire des recommandations qui puissent répondre aux besoins des exploitants agricoles. Ces recherches imposent des connaissances théoriques du fonctionnement du phosphore qui est un facteur déterminant de la gestion des sols ferralitiques de Madagascar. Ce qui conduit à développer les connaissances sur le cycle biogéochimique du phosphore, ses stocks et ses flux dans les couches arables et sur les méthodes actuellement utilisées pour la caractérisation de sa fraction biodisponible dans le sol.

HYPOTHESES DE RECHERCHE

Les hypothèses testées au cours de cette étude sont les suivantes :

1. Les pratiques SCV permettent d'améliorer la productivité et le bilan du phosphore dans le sol, par rapport à des systèmes labourés ;
2. L'utilisation de l'eau ultrapure et l'augmentation du trajet optique à 10cm pour la mesure de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol permettent de diminuer le seuil de détection ;
3. Les pratiques SCV permettent une augmentation de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol ;
4. Le bilan de phosphore dans le sol induit une variation de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol ;
5. La dynamique des ions phosphates dans le sol dépend des pratiques culturales.
6. L'évaluation de la biodisponibilité de phosphore dans le sol au laboratoire, en utilisant une approche basée sur le mécanisme de diffusion permet d'expliquer et de prévoir le comportement des cultures au champ.

L'hypothèse 1 est testée par la mesure des rendements de culture et des flux entrants et sortants de P sur un système SCV en comparaison avec un système de labour conventionnel (Chapitre 2).

L'hypothèse 2 est vérifiée par la mesure des seuils de détection en utilisant deux types d'eau (Eau distillée et Eau ultrapure) et deux cuves (1cm et 10cm) lors du dosage par colorimétrie. (Chapitre 3)

Les hypothèses 3 et 4 sont vérifiées par la mesure de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol sous traitement SCV, en comparaison avec le système de labour conventionnel (Chapitre 3).

L'influence du système SCV et la fertilisation phosphatée sur la dynamique des ions phosphates du sol (hypothèse 5) est testée par la mesure du P diffusible contenu dans la phase solide du sol, pour des systèmes SCV et labouré (Chapitre 4).

L'hypothèse 6 est testée par la mesure de phosphore biodisponible et son évolution dans le temps en utilisant un modèle mathématique (Chapitre 5).

Notre rapport comportera donc plusieurs chapitres :

Dans le premier chapitre, l'état des connaissances sur le phosphore est développé afin de définir nos étapes de recherches.

Le deuxième chapitre concerne la productivité et le bilan des entrées et des sorties de P dans des sols cultivés de Madagascar selon deux systèmes de culture (semis

direct sous couvert végétal et labour). Cette étude permet de connaître les flux et les stocks de P dans les couches arables.

Le troisième chapitre traite la spéciation du phosphore en solution et les effets des pratiques culturales sur ces ions phosphates en solution. Cette étude permet de mettre au point les méthodes de détermination des ions phosphates dans la solution des sols à faible concentration et d'approfondir les connaissances sur les interactions entre le phosphore, le pH, l'aluminium échangeable et d'autres éléments en solution, comme le carbone soluble. Les résultats de cette étude devraient nous conduire à faire l'identification des méthodes les plus adaptées pour ce type de sol.

Le quatrième chapitre étudie la dynamique du transfert par diffusion des ions phosphates à l'interface solide-solution : l'évaluation mécaniste de la biodisponibilité du phosphore dans un sol à argile de type 1/1 de Madagascar sous l'effet des différentes pratiques. Cette étude concerne les méthodes de quantification des ions phosphates transférés à l'interface solide-solution des sols.

Le cinquième chapitre évalue la biodisponibilité de phosphore dans le sol et son évolution. Il s'agit de caractériser la capacité du transfert des ions P entre le sol et la solution à expliquer et à prévoir le comportement des cultures au champ et de trouver des corrélations entre ce transfert des ions P et d'autres paramètres.

L'objectif de cette recherche est de montrer l'impact des changements des propriétés physico-chimiques liées à des pratiques culturales (fertilisation et système de culture) sur la biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés de Madagascar.

Notre finalité est d'être en mesure de proposer des recommandations pratiques et fiables pour une utilisation durable des terres suivant les différents types de sol et les pratiques agricoles et en harmonie avec une gestion des terroirs respectueuse de l'environnement.

METHODOLOGIE DE RECHERCHE

Suite aux résultats de recherche faite par beaucoup de chercheurs (Randriantsoa, 2001 ; Rabeharisoa, 2004 ; Razafimbelo, 2005) dans notre zone d'études, plusieurs étapes ont été suivies pour la réalisation de cette recherche :

- Etudes bibliographiques permettant d'inventorier tous les résultats de recherche qui ont été déjà obtenus sur notre dispositif de recherche ;
- Inventaires sur terrain de tous les systèmes de cultures pratiqués afin de choisir ceux qui nous intéressent ;
- Collecte des échantillons des plantes et des sols correspondant aux traitements choisis ;
- Analyse des sols et des plantes au laboratoire pour déterminer respectivement les caractéristiques physico-chimiques des sols et les teneurs en éléments minéraux des plantes ;
- Analyse statistique des données pour pouvoir déterminer l'effet des différents traitements et les classer ;
- Préparation d'un article à soumettre dans une revue internationale.

Chapitre II :

Variations de productivité selon les pratiques culturelles et les conséquences sur le bilan de phosphore dans les sols cultivés de Haute Terre de Madagascar (Cas d'Andranomanelatra)

Article soumis à l'EGS

Harilala ANDRIAMANIRAKA^{1*}, Lilia RABEHARISOA², Roger MICHELLON³, Narcisse MOUSSA⁴, Christian MOREL⁵

(1) Université d'Antananarivo, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Département Agriculture, BP 175 Ankatso 101Antananarivo, Madagascar,

(2) Laboratoire des Radio Isotopes, Service de la Radioagronomie, BP 3383, Route d'Andraisoro, 101 Antananarivo, Madagascar,

(3) CIRAD/ONG Tafa, BP 266, 110 Antsirabe, Madagascar,

(4) ONG Tafa, BP 266, 110 Antsirabe, Madagascar

(5) UMR INRA-ENITAB Transfert sol-plante et cycle des éléments minéraux dans les écosystèmes cultivés (TCEM), BP 81, 33883 Villenave d'Ornon cedex, France

RÉSUMÉ

L'amélioration de la fertilité naturelle des sols malgaches de « tanety » nécessite la mise au point de systèmes de culture qui assure la durabilité du fonctionnement de l'écosystème. Les cultures en semis direct sur couverture végétale (SCV) ont été proposées comme une alternative possible à des systèmes plus conventionnels basés sur le labour du sol. Leur impact sur les rendements des cultures (succession maïs/soja), leur teneur en phosphore (P) et les bilans annuel et cumulé de P ont été suivis pendant plusieurs années dans le dispositif expérimental d'Andranomanelatra de la région d'Antsirabe. Le bilan annuel est la somme algébrique des flux annuels entrants (fertilisation minérale et organique) et sortants (exportations dans les organes récoltés) de P. Deux régimes de fertilisation (épandage de 5 t ha⁻¹ de fumier de ferme chaque année ; épandage chaque année de 5 t ha⁻¹ de fumier de ferme avec des engrais minéraux NPK et un amendement calcique), étaient croisés aux systèmes de culture. L'accroissement annuel de rendements est en moyenne pour toutes les années d'étude de +14% avec le régime de fertilisation incluant le fumier, les engrais minéraux et la dolomie. Il est de +16% pour les systèmes SCV par rapport aux systèmes avec labour. Le bilan de P, cumulé sur la période d'expérimentation, varie d'un facteur proche de 10 à 30 avec le régime de fertilisation mais n'est que peu affecté par les systèmes SCV ou labour.

Mot-clés : Productivité, bilan, phosphore, sols cultivés, Madagascar, systèmes de culture.

ABSTRACT

The improvement of the natural fertility of soils in Madagascar requires the development of cropping systems which ensure the durability of the ecosystem service. The cropping systems with direct seeding on permanent soil cover (systems SCV) were proposed as a possible alternative to more conventional systems based on the plowing of soil. Their impact on the crop yield (succession maize/soybean), their phosphorus (P) content and the annual and cumulated P budget were followed during several years in field experiment of Andranomanelatra located around Antsirabe city. The annual P balance is the difference between annual P inputs (applied as mineral and organic fertilization) and annual P outputs (P exports in the crop yield). Two modes of fertilization were applied every year : one is manure (5 t ha⁻¹) ; the other is also 5 t ha⁻¹ of manure plus mineral fertilizer application of N, P, K and liming. On average for the 3 trials, the annual yield increase is +14% for the

greatest fertilisation level. The mean of annual yield is greater (+16%) for the SCV systems compared to tillage systems. The cumulated P balance highly increased (fold by 10-30) for the greatest fertilization treatment. The cropping systems did not strongly affect the cumulated P balance.

Keywords: Productivity, balance, phosphorus, cultivated soils, Madagascar, cropping systems

INTRODUCTION

L'insuffisance alimentaire à Madagascar s'explique par la stagnation de la productivité agricole et l'évolution incessante de la population. L'augmentation de la production agricole et rizicole en particulier ne parvient pas à subvenir les besoins alimentaires de la population. En effet, la croissance démographique des Malgaches atteignait un taux annuel de 3,01 p. 100 (United States Census bureau, International Programs Center, International database, 2008) et en 2008 la population Malagasy était estimée à 20 043 000 habitants (majoritairement rurale) avec une densité de 33.4 habitants/ km² et elle devrait atteindre 24,1 millions d'habitants en 2015 (<http://www.census.gov/ipc/www/idb/country/maportal.html>). La surface agricole utile n'est actuellement que d'environ 3,5 millions d'hectares.

Pourtant la région des Hautes Terres, localisée autour de la capitale Antananarivo, possède encore de larges superficies peu valorisées pour l'agriculture. Si les fonds de vallée sont déjà largement occupés et cultivés principalement en riz inondé, les versants des collines, appelées « tanety », sont encore très peu exploités. Elles représentent plus de 50% de la surface agricole utile de la région (Ramanankasina et Rabeharisoa, 2003). Pour pallier la disparition de surfaces cultivées dédiées aux cultures vivrières dans les sols de fonds de vallée, la tendance est de compenser la baisse de rendement par la mise en culture des sols de ces « tanety », marginales et peu fertiles à l'état naturel avec des contraintes fortes d'exploitation compte tenu de leur topographie. Presque 50 % des surfaces des « tanety » ont connu une dégradation significative de la fertilité de leurs sols en 10 ans (Ramanankasina et Rabeharisoa, 2003). Les raisons de la faible fertilité initiale des sols cultivés et de son déclin dans le temps sont multiples. Une des causes principales est que l'apport en éléments nutritifs au sol est faible comme le prouve les statistiques malgaches en matière d'utilisation des engrais (MAEP, 2004). Selon Feller (2007), la consommation d'engrais minéraux (N, P et K) à Madagascar est nettement inférieure à 10 kg ha⁻¹

an⁻¹ alors que 5 à 10 fois plus serait nécessaire pour une productivité correcte pour les besoins alimentaires annuels humains.

La deuxième cause majeure qui explique la faible fertilité des sols mis en culture est l'absence, ou le peu d'investissement effectué par les paysans pour améliorer et protéger les sols. Les conséquences de la mise en culture sont souvent négatives. Ainsi la pratique du 'tavy'¹ souvent utilisée pour mettre en culture ces sols est source de graves problèmes de pertes de sol par érosion hydrique (Rakotondravelo, 2003). La productivité initiale est généralement faible et diminue encore au cours des années de culture avec l'épuisement des sols en éléments minéraux assimilables.

Des chercheurs du CIRAD et leurs partenaires ont proposés et étudiés depuis plusieurs années des systèmes de cultures avec semis direct sur couverture végétale (SCV) conçus pour augmenter et maintenir la productivité de ces sols tout en les protégeant afin de minimiser les pertes par érosion des nutriments (Séguy et al., 2006 ; Husson et al., 2006). Les points essentiels sont : une protection efficace du sol par une couverture permanente du sol ; une couche superficielle avec une activité biologique intense bénéfique pour la structure du sol, la biodisponibilité des éléments minéraux, la teneur en matière organique. Pour une agriculture fortement mécanisée, des gains importants de productivité ont été obtenus avec de faibles apports d'éléments minéraux pour la culture du soja, du riz et du coton. Par exemple, un accroissement moyen annuel de plus de 0.7 t ha⁻¹ de graines de soja a été observé sur une période de 5 ans (Séguy et al., 2006).

Les facteurs susceptibles de limiter la production agricole naturelle de ces écosystèmes sont ainsi multiples. Mais le phosphore est souvent désigné comme un des facteurs clés de l'amélioration de la fertilité de ces sols et nombre d'études mentionnent des gains importants de productivité obtenus de systèmes de culture incluant des apports de phosphore, même modérés (Mathieu et Pieltain, 2003 ; Oberson et al., 1999).

L'objectif de cet article est de présenter les variations de la productivité de sol et les différents flux impliqués dans le cycle du phosphore afin de calculer et comparer le bilan annuel et cumulé de P en fonction des différents systèmes de culture, certains à base de semis direct sur couverture végétale et d'autres à base de labour. Ce travail s'appuie sur un dispositif expérimental au champ, mis en place, suivi et géré par TAFA et CIRAD depuis plusieurs années.

¹ La pratique du « tavy » désigne en malgache la pratique de l'abattis-brûlis (slash and burn), qui est habituellement utilisée pour mettre en culture des sols sous forêt ou sous des anciennes jachères. Elle consiste à couper les ligneux puis à brûler la végétation après séchage.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

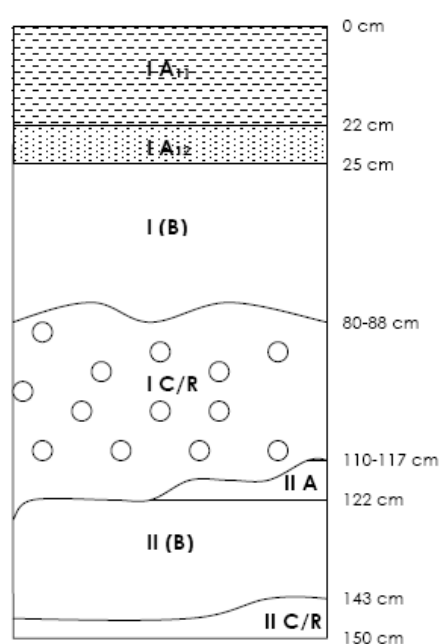
1. Présentation du dispositif expérimental

Pour étudier la productivité des sols cultivés dans la Haute Terre de Madagascar et établir le bilan des entrées et des sorties de P, nous nous sommes appuyés sur un dispositif existant suffisamment ancien pour disposer d'effets annuels et pluriannuels cumulés. Ce dispositif a été mis en place et suivi par l'ONG « Tany sy Fampandrosoana » (Tafa) avec l'appui du CIRAD, depuis de nombreuses années. De plus, ce dispositif a été récemment étudié par Razafimbelo (2005) sur le thème de l'effet du système de cultures sur le stockage de carbone dans le sol. Le choix du dispositif et des traitements s'est donc tout naturellement imposé afin de bénéficier des informations déjà acquises.

Les parcelles expérimentales étudiées appartiennent au dispositif d'Andranomanelatra situé dans la région d'Antsirabe, au cœur des Hautes Terres malgaches, à une altitude d'environ 1600 m. Le climat y est du type tropical d'altitude humide et se caractérise par deux saisons distinctes : une saison sèche et fraîche de mai à septembre, et une saison pluvieuse et chaude d'octobre à avril. La température moyenne annuelle est de 16°C. La pluviosité annuelle moyenne est d'environ 1400 mm mais peut varier de 1200 à 2400 mm en fonction de l'altitude (Michellon et al, 2004).

Le profil pédologique du sol d'Andranomanelatra est donné dans la figure II.1

Figure II.1 : Profil pédologique du sol. Andranomanelatra, Madagascar (Source : Razafimbelo, 2005)



Selon l'étude faite par Razafimbelo en 2005 :

Le profil observé est composé d'une superposition de 2 sols nommés I et II. Le sol I s'est développé sur un dépôt de sédiments assez récents, l'horizon I C/R. L'horizon sus-jacent I (B) comporte encore des lithoreliques de ces sédiments originels. Les horizons I A et I (B) sont de texture argileuse et l'horizon II C/R est sablo-argileux. Les transitions entre les horizons du sol I sont graduelles. Le sol II commence brutalement à partir de l'horizon II A. Il est plus humide, de couleur plus foncée que le sol I, et très argileux jusque dans l'horizon II C/R. Les horizons II (B) et II C/R contiennent, des matériaux très hétérogènes, bariolés, de couleurs rouge, marron et noir, résultant de l'altération de la roche ou des sédiments originels.

Les différentes analyses effectuées sur les horizons supérieurs du sol I (horizons I A₁₁, I A₁₂ et I (B)) montrent des pH et des taux de saturation du complexe d'échange (TS) relativement bas, et la CEC exprimée par kilogramme d'argile est de l'ordre de 14 cmol. Toutefois, ce sol ne peut être considéré parmi les Oxisols (ou Ferralsols dans la classification FAO) du fait de l'absence d'un horizon d'accumulation d'argile, et de l'enrobage des lithoreliques par des sesquioxydes de fer. Ce qui nous conduit à considérer ce sol comme un Inceptisol. Les valeurs d'oxalfe (légèrement supérieures à 1 %) et de la densité apparente (systématiquement inférieure à l'unité), permettent de classer ce sol dans un sous-groupe andique. Il s'agit donc d'un andic Dystrustept dans la Soil Taxonomy. Rappelons que ce sol a été classé par Zebrowski et Ratsimbazafy (1979) (classification française, CPCS) comme un sol ferrallitique fortement désaturé, typique, rajeuni, humifère, sur matériau volcanique acide et par Raunet (1981), comme sols ferrallitiques gibbsitiques fortement désaturés rouge ou ocre sur alluvions volcano-lacustres.

Les caractéristiques physico-chimiques du sol selon les traitements sont présentées dans le Tableau II.1

Le dispositif expérimental comprend de nombreux systèmes de culture incluant le mode de préparation et de semis des sols ainsi que des niveaux et des types de fertilisations variables. Dans le cadre de ce travail nous avons sélectionné quatre traitements répétés 3 fois de façon aléatoire. La succession des cultures est une rotation biennale de maïs et de soja.

Tableau II.1 : Caractéristiques physico-chimiques des horizons étudiés (0-20 cm), Andranomanelatra

| | | Lb_F1 | Lb_F2 | SCV_F1 | SCV_F2 |
|--|-----------------------------|-------|-------|--------|--------|
| pH | | | | | |
| ▪ pH Eau sol | - | 4.52 | 5.10 | 4.86 | 5.34 |
| ▪ pH KCl | - | 4.20 | 4.48 | 4.23 | 4.58 |
| Granulométrie | | | | | |
| ▪ Argile (< 2 µm) | g kg⁻¹ | 535 | 458 | 607 | 582 |
| ▪ Limons fins (2-20 µm) | g kg⁻¹ | 223 | 245 | 187 | 224 |
| ▪ Limons grossiers (20-50 µm) | g kg⁻¹ | 65 | 100 | 57 | 49 |
| ▪ Sables fins (50-200 µm) | g kg⁻¹ | 88 | 85 | 60 | 53 |
| ▪ Sables grossiers (200-2000 µm) | g kg⁻¹ | 89 | 112 | 89 | 92 |
| Carbone (C) Organique-Azote (N) Total du sol | | | | | |
| ▪ Carbone (C) organique | g kg⁻¹ | 31.3 | 31.1 | 39.7 | 37.8 |
| ▪ Azote (N) total | g kg⁻¹ | 2.22 | 2.27 | 2.92 | 2.8 |
| ▪ C/N | - | 14.1 | 13.7 | 13.6 | 13.5 |
| ▪ Matière organique | g kg⁻¹ | 54.1 | 53.8 | 68.6 | 65.4 |
| CEC Cobaltihexamine | | | | | |
| ▪ CEC cobaltihexamine | cmol kg⁻¹ | 4.24 | 4.88 | 5.49 | 6.18 |
| Ca, Fe, Min, Al à la Cobaltihexamine | | | | | |
| ▪ Calcium (Ca) | cmol kg⁻¹ | 0.32 | 1.50 | 1.33 | 3.20 |
| ▪ Fer (Fe) | cmol kg⁻¹ | 0.019 | 0.022 | 0.020 | 0.019 |
| ▪ Manganèse (Min) | cmol kg⁻¹ | 0.112 | 0.106 | 0.139 | 0.107 |
| ▪ Aluminium (Al) | cmol kg⁻¹ | 2.30 | 0.95 | 1.81 | 0.59 |
| Phosphore (P₂O₅) Total HF Sol | | | | | |
| ▪ Phosphore (P ₂ O ₅) | g 100g⁻¹ | 0.138 | 0.153 | 0.150 | 0.177 |

2. Les quatre systèmes de cultures

Nous avons donc considéré quatre systèmes de cultures qui se différencient essentiellement sur le mode de préparation du sol, soit semis direct sur couverture végétale (SCV) ou labour (Lb), et la fumure réalisée (Tableau II.2) :

- Le labour est réalisé avec une bêche (angady), une charrue ou un tracteur selon la superficie sur une profondeur de 20 à 25 cm. Avant le labour, le sol est défriché et les résidus de récoltes sont exportés hors de la parcelle. Le sarclage après semis ou en cours du cycle se fait manuellement.

- Les systèmes SCV que nous avons retenus sont avec une couverture morte maintenue en permanence sur le sol. Le sol n'est jamais travaillé et le semis est effectué directement dans la couverture après ouverture d'un simple trou ou d'un sillon. La couverture végétale morte est constituée des résidus de cultures qui sont donc restitués sur la parcelle. Avant semis et éventuellement pendant le cycle de la culture on utilise un herbicide (gramoxone de 1,5 à 2 L ha⁻¹) pour lutter contre les adventices.
- Un traitement, désigné par F1, qui consiste à épandre 5 t ha⁻¹ de fumier de bovin chaque année et correspond à une pratique courante et recommandée en milieu paysan.
- Un traitement désigné par F2, qui consiste à épandre chaque année 5 t ha⁻¹ de fumier de bovin plus une fertilisation minérale NPK et à apporter un amendement calcique sous forme de dolomie à raison de 500 kg ha⁻¹.

Chaque système croise ainsi deux modalités de préparation du sol, semis direct sur couverture végétale (SCV) ou labour (Lb), et deux modalités de fertilisation apportée chaque année.

Tableau II.2 : Les quantités (kg ha⁻¹) apportées d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium (K) pour les niveaux de fertilisation F1 et F2 dans le dispositif étudié.

| Culture | Fertilisation | N | | | P | | | K | | |
|------------------|---------------|---------------------|----------------------|-------|--------|----------------------|-------|--------|----------------------|-------|
| | | Fumier | Engrais ^a | Total | Fumier | Engrais ^b | Total | Fumier | Engrais ^c | Total |
| | | kg ha ⁻¹ | | | | | | | | |
| Maïs/Soja | F1 | 50 | - | 50 | 6,1 | - | 6,1 | 64,2 | - | 64,2 |
| Maïs | F2 | 50 | 99 | 149 | 6,1 | 29,5 | 35,6 | 64,2 | 41,8 | 106,0 |
| Soja | F2 | 50 | 30 | 80 | 6,1 | 29,5 | 35,6 | 64,2 | 41,8 | 106,0 |

^a sur maïs, l'azote minéral a été apporté sous forme de phosphate d'ammoniaque avant le semis et de 100 kg ha⁻¹ d'urée 25 j après le semis. Un apport supplémentaire de 50 kg ha⁻¹ a été réalisé sur maïs 60 j après semis,

^b quelle que soit la culture, le phosphore minéral a été apporté à raison de 150 kg ha⁻¹ sous forme de phosphate d'ammoniaque,

^c le potassium a été apporté à raison de 80 kg ha⁻¹ de chlorure de potassium

3. Rendements de culture

Les grains ont été récoltés à maturité et séparés des autres parties aériennes. Le poids sec (à 105°C) de grains récoltés des micro- parcelles expérimentales est déterminé tous les ans. La surface de ces micro-parcelles est de 12.8 m².

La biomasse restituée sous forme de résidus de récolte (BRC), pour le cas du système SCV, a été calculée à partir du rendement en grain (RG) en utilisant différentes équations suivant l'espèce cultivée.

Pour le maïs nous avons utilisé la relation suivante, établie par Albrecht (communication personnelle) : $BRC = 1,3411RG - 0,0586$

Pour le soja nous avons utilisé la relation suivante publiée par (Ghosh et al., 2004 a et b) :

$$BRC = 2,5949RG + 0,1269$$

4. Calcul du bilan de P

Le calcul du bilan du phosphore est une approche analytique classique dans l'étude des cycles. Elle permet de connaître, voire de prévoir, l'évolution au cours du temps du stock de P dans le sol.

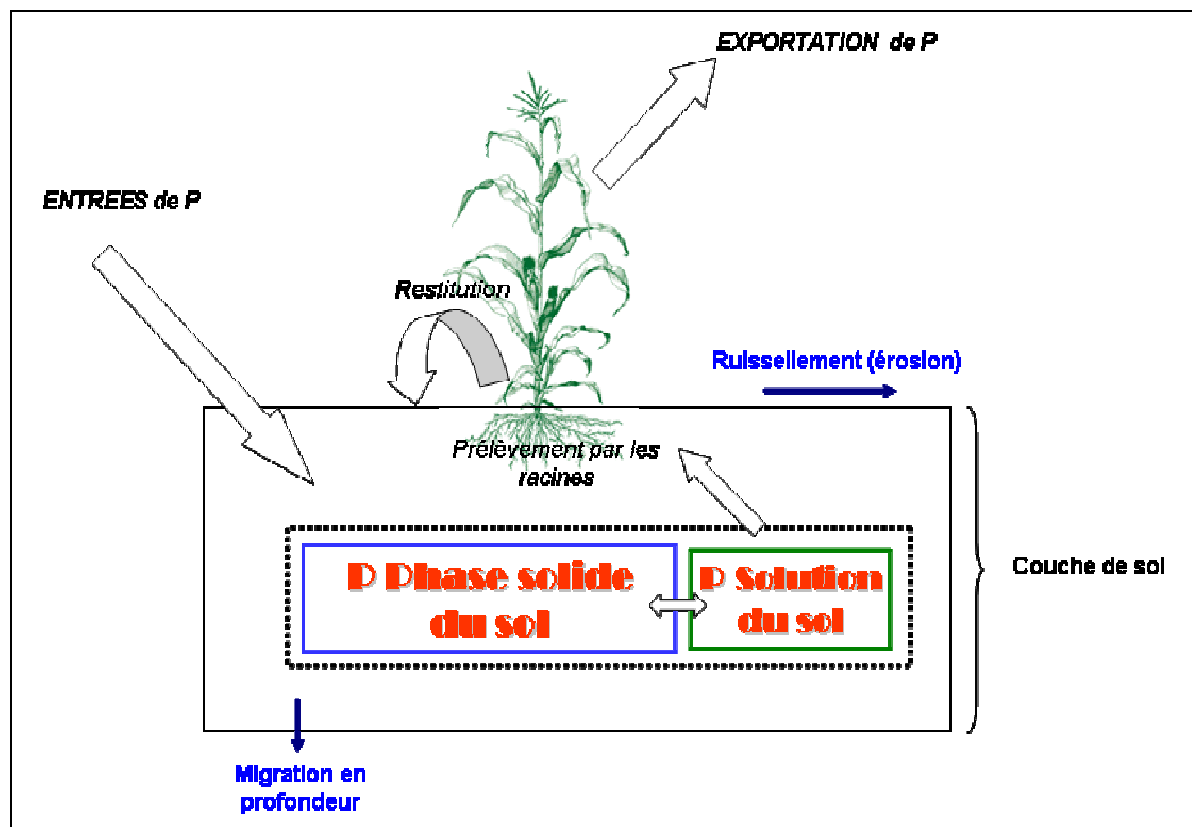
Le bilan de P, somme algébrique des différents postes, peut être calculé tous les ans à l'échelle de la parcelle de même que le bilan cumulé de phosphore, somme années après années du bilan annuel.

Suivant la valeur du bilan, soit nulle, positive ou négative, cela traduira le maintien, l'augmentation ou l'abaissement du stock de P dans le sol.

Les différents flux constitutifs du bilan sont listés dans la Figure II.2. Une méthode de calcul du bilan de phosphore implique le suivi des flux d'entrées de phosphore dans la parcelle (fertilisants organiques ou minéraux) et des flux de sorties de phosphore sous forme de produits récoltés (grain, tige, feuille, gousses...) ou de pertes vers l'environnement. Les biomasses racinaires restent dans le sol, car les plantes sont coupées au ras du sol lors de la récolte. Ces biomasses racinaires ne sont pas alors considérées comme des éléments apportés ni exportés.

$$\text{Bilan en P} = \text{Quantité totale de P apporté} - \text{Quantité totale de P exporté}$$

Figure II.2 : Représentation schématique du cycle du phosphore dans un écosystème, fertilisé et cultivé sous grande culture.



Source : Morel, 2002

5. Analyses statistiques des données

L'effet du système de culture sur le rendement annuel et cumulé ainsi que sur le bilan annuel et cumulé ont été analysés statistiquement par une analyse de variance à deux facteurs (SCV et Lb) et deux modalités de fertilisation (F1 et F2). L'effet des quatre traitements sur les données a également été analysé en comparant entre elles les moyennes avec un test *t* de Student. Les écarts sont considérés comme significatifs pour un seuil de probabilité inférieur à 0.05.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Selon les caractéristiques physico-chimiques du sol dans le dispositif d'Andranomanelatra (Tableau II.1), les couches de sol de profondeur 0-20 cm ont une texture argileuse et un pH relativement bas. Ces caractéristiques physico-chimiques ont sûrement un effet sur l'évolution des éléments minéraux dans le sol.

La productivité des sols et l'effet des traitements sur les flux de P dans le sol sont présentés et discutés dans ce paragraphe.

1. Rendement en grain des cultures

L'évolution pluriannuelle de la moyenne ($n=3$) des rendements est présentée pour les différents traitements dans la Figure II.3. Pour ce dispositif, nous ne présentons que la période 1996 à 2003, soit 8 campagnes, faute d'avoir un jeu complet de données pour la période antérieure.

Ce graphique met en évidence une variabilité interannuelle élevée puisque le rendement moyen varie entre 0.6 t ha^{-1} et 4.1 t ha^{-1} . Il en est de même des écarts entre les différents traitements, extrêmement variables suivant les années. Ils varient de quelques centaines de kilos à plusieurs tonnes par hectare.

Selon le rapport de campagne de TAFA (Michellon et al., 2004), la variabilité des rendements peut s'expliquer soit par des sécheresses et des vents violents qui ont provoqué des dégâts mécaniques (dessèchement des feuilles) c'était le cas du soja en particulier avec le labour, soit par l'attaque d'insectes (vers blancs) et de nouvelles maladies qui affectent les plantes en fin de cycle (rouille, complexe fongique, anthracnose, septoriose) et ont provoqué une réduction importante des rendements.

Cette variabilité expérimentale élevée ne permet pas de mettre en évidence des écarts significatifs dans les rendements entre les années d'étude. Pour limiter les effets annuels, nous avons calculé le rendement cumulé pour chaque parcelle en sommant le rendement de chaque année sur la période d'expérimentation. La moyenne, l'écart-type ont ensuite été calculés ainsi que l'ANOVA et la comparaison des traitements pour les différents dispositifs.

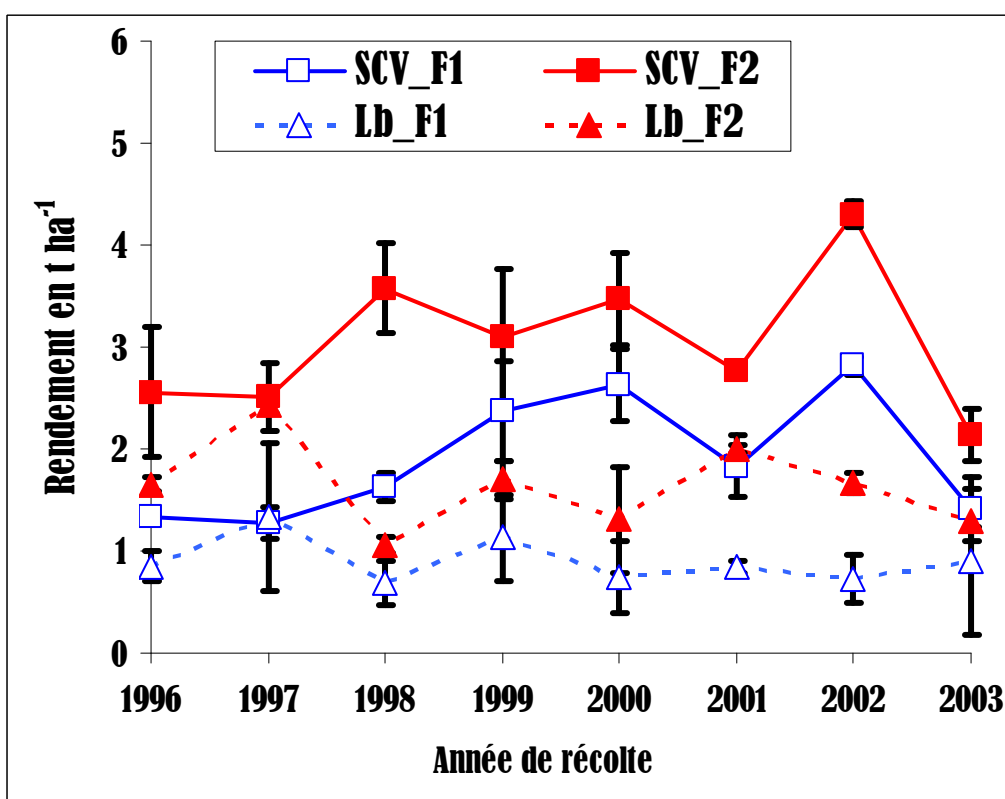
L'ANOVA à deux facteurs et deux modalités, fertilisation à deux niveaux et système de culture avec deux modalités également, montre qu'il y a un effet significatif des deux facteurs avec interaction.

De plus pour mettre en exergue l'effet du système de culture et la fertilisation, le traitement Lb_F1 peut être utilisé comme référence par rapport aux trois autres traitements (Tableau II.3). Notre choix est justifié par le fait que dans notre étude

nous voulons regarder l'effet du système de culture semis direct sur couvert végétal et que le niveau de fertilisation F1, fumier de ferme avec une dose de 5 t ha^{-1} , est une pratique courante et recommandée au niveau agronomique et accessible à de nombreux paysans.

En comparant Lb_F1 et SCV_F1, le facteur SCV entraîne un gain de +104% en 8 ans par rapport au système avec labour. La comparaison du Lb_F1 et Lb_F2 montre le gain associé à la fertilisation la plus élevée (fumier avec engrais minéraux NPK et dolomie) à 80%. L'effet de l'interaction des deux facteurs (système de culture et fertilisation) peut aller jusqu'à 60%.

Figure II.3 : Evolution pluriannuelle de la moyenne du rendement en grain (t ha^{-1}) en fonction des traitements dans une rotation culturale Maïs/Soja de 1996 à 2003 dans le site d'Andranomanelatra.



2. Résidus de culture

L'effet des traitements sur la biomasse des résidus de récolte (Tableau II.3) est similaire à celui enregistré sur le rendement. Bien que ces résidus de récolte soient exportés dans le système avec labour, le flux de P exporté, somme de la quantité de P dans les grains récoltés et les résidus de récolte, dans ces systèmes reste plus faible que dans le système SCV. Dans ces derniers, le gain de rendement est à

l'origine d'une sortie de phosphore supérieure à ce qui est contenu dans les résidus de récolte exporté des parcelles labourée.

Tableau II.3 : Moyennes et écart types (n=3) du rendement en grains et des résidus de récoltes ($t\ ha^{-1}$) pour les différents traitements. Les valeurs ont été obtenues en sommant les récoltes obtenues de 1996 à 2003.

| | Lb_F1 | Lb_F2 | SCV_F1 | SCV_F2 |
|---|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Rendement grains ($t\ ha^{-1}$) | 7,2 ($\pm 2,2$) c | 13,1 ($\pm 0,7$) b | 14,7 ($\pm 1,0$) b | 24,7 ($\pm 1,9$) a |
| Résidus des récoltes ($t\ ha^{-1}$) | 13,6 ($\pm 3,2$) c | 25,0 ($\pm 1,8$) b | 28,1 ($\pm 2,0$) b | 47,2 ($\pm 3,0$) a |
| Δ rendement grains par rapport Lb_F1 (%) | 0% | +82% | +104% | +243% |

3. Teneur en P des grains

Les grains de maïs et les graines de soja ont été récoltés à maturité pour chaque parcelle étudiée. Ils ont été séchés à l'air avant d'être pesés. Une aliquote est stockée et archivée avant d'être broyée pour obtenir une poudre puis séchée à l'étuve à 60°C avant analyse de la teneur en P. Cette dernière a été faite uniquement pour quelques dates de récolte. Sur la base de ces données, nous avons observé que la teneur en P ne varie pas significativement entre les traitements : elle est de $4.0\ kg\ t^{-1}\ MS$ pour les grains de soja et elle est de $1.7\ kg\ t^{-1}\ MS$ pour le maïs. Ces valeurs sont cohérentes avec celles publiées par Pieri (1985) pour la teneur en P des graines de soja (comprise entre 5.5 et $6.1\ kg\ P\ t^{-1}$), des grains de maïs (comprise entre 2.1 et $2.9\ kg\ P\ t^{-1}$).

La teneur en P des résidus est de $1.1\ kg\ t^{-1}\ MS$ pour le maïs et $0.3\ kg\ t^{-1}\ MS$ pour le soja (Michellon et al, 2003).

4. Les flux entrants de phosphore dans la parcelle

Les quantités d'éléments épandus chaque année sont présentées en fonction des traitements et les cultures (Tableau II.2). Pour la modalité F1 en système SCV et système labour, les $5\ t\ ha^{-1}$ de fumier épandues chaque année apporte l'équivalent de $6.1\ kg\ P\ ha^{-1}$. Pour la modalité F2, la quantité de P apporté est identique pour les systèmes de culture à base de labour ou de SCV. La quantité totale de P apporté dans le fumier et le phosphate d'ammoniaque est de $35,6\ kg\ P\ ha^{-1}\ an^{-1}$.

Les retombées atmosphériques de P par les poussières et les pluies ont été supposées négligeables. Elles ne sont généralement pas mesurées. Les rares cas

où le flux de P apporté par les dépôts atmosphériques a été quantifié, les valeurs obtenues montrent que ce flux est faible (Pieri, 1985) en comparaison du flux de phosphore exporté dans les récoltes.

5. Les flux sortants de P de la parcelle

Plusieurs flux peuvent entraîner du P à l'extérieur du cycle biogéochimique de la parcelle (Figure II.2) : les exportations dans les récoltes et éventuellement dans les résidus de culture s'ils ne sont pas restitués au sol, le ruissellement et la migration de P vers la profondeur du profil. Dans le cadre de cette étude, nous ne considérerons que les sorties de P dans la biomasse exportée ce qui suppose que les autres flux sont négligeables. Cette hypothèse est probablement raisonnable pour ce qui concerne les fuites de P vers la profondeur du profil de sol qui a une texture argileuse et limoneuse. Un calcul rapide, volume d'eau lixivié (environ 500 mm) par la concentration de la solution de P en solution dans ce type de sol de l'ordre de $20 \mu\text{g P L}^{-1}$ (Rabeharisoa, 2004 ; Oberson et al., 1999), montre que le P lixivié ne représente qu'une centaine de gramme de P par hectare.

Par contre, l'hypothèse selon laquelle le P ruisselé est négligeable sans doute moins même si la pente de la parcelle expérimentale des différents dispositifs reste faible. Une des raisons majeures de la présence d'une couverture végétale permanente est son rôle protecteur vis-à-vis de la désagrégation des particules de sol par l'impact direct des gouttes de pluie et du ruissellement qui peut en résulter. Selon l'étude de Rasoloniaina en 2005, le système en labour est plus favorable au ruissellement (1100 mm) par rapport au système semis direct sous couverture végétale (450 mm). Il est donc probable que les pertes de P par érosion hydrique/ruissellement diffèrent en particulier avec le mode de préparation et de semis du sol. D'ailleurs plusieurs études ont souligné que les pertes de terre sont plus importantes en utilisant les techniques de préparation conventionnelle à base de labour que pour les techniques à base de semis direct. Ainsi, Silva et al., 1997, rapporte une perte annuelle, en moyenne sur 5 ans, de $40 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour une parcelle des Cerrados (savane) brésilienne sous climat tropical saisonnier ayant une pente de 0.04 m m^{-1} . Pour les systèmes à base de semis direct sur couverture permanente du sol, les pertes étaient de l'ordre de 10 fois plus faibles. L'étude faite par Rasoloniaina en 2005 sur les hautes terres malgaches, dans les dispositifs de TAFA Antsirabe, a montré que la perte en terre est plus importante ($35 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) avec le système labour qu'avec celui de semis direct ($7,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Compte tenu de la teneur en P total de ce type de sol, en moyenne de 500 mg P kg^{-1} (Rabeharisoa, 2004), le flux annuel de P ruisselé est de $17,5 \text{ kg P ha}^{-1}$ pour le système labour et $3,75 \text{ kg P ha}^{-1}$ pour le SCV.

Les parcelles des différents traitements étudiés n'étaient pas équipées pour quantifier le P ruisselé. Nous ne pouvons donc pas prendre en considération ce terme du bilan bien qu'il devrait être significativement différent entre les traitements.

La quantité de P exportée chaque année a été calculée en multipliant le rendement récolté par la teneur en P des récoltes. Pour les systèmes à base de labour, la quantité de P exporté dans les résidus de récolte a également été prise en compte (pour les systèmes SCV les résidus sont restitués).

Tableau II.4 : Les quantités (kg ha⁻¹) exportées de phosphore (P) pour les niveaux de fertilisation F1 et F2 dans le dispositif étudié.

| Année de récolte | F1 | | | | F2 | | | |
|------------------|---------------------|---------------------|---------|---------|---------------------|---------------------|---------|---------|
| | SCV | Lb | | | SCV | Lb | | |
| | Pgrain | Pgrain | Présidu | P(g+r) | Pgrain | Pgrain | Présidu | P(g+r) |
| | kg ha ⁻¹ | kg ha ⁻¹ | | | kg ha ⁻¹ | kg ha ⁻¹ | | |
| 1996 | 2,3±0,0 | 3,4±0,6 | 0,7±0,1 | 4,1±0,7 | 4,3±1,1 | 6,6±0,2 | 1,3±0,0 | 7,9±0,2 |
| 1997 | 5,1±0,6 | 2,3±1,2 | 1,9±1,1 | 4,2±2,3 | 10,0±1,3 | 4,1±0,1 | 3,5±0,1 | 7,6±0,2 |
| 1998 | 2,8±0,2 | 2,7±0,9 | 0,6±0,2 | 3,3±1,1 | 6,1±0,8 | 4,2±0,3 | 0,9±0,1 | 5,1±0,4 |
| 1999 | 9,5±1,9 | 1,9±0,7 | 1,6±0,6 | 3,5±1,3 | 12,4±2,6 | 2,9±0,3 | 2,4±0,3 | 5,3±0,6 |
| 2000 | 4,5±0,6 | 3,0±1,4 | 0,6±0,3 | 3,6±1,7 | 5,9±0,8 | 5,2±2,1 | 1,1±0,4 | 6,3±2,5 |
| 2001 | 7,3±1,2 | 1,4±0,1 | 1,1±0,1 | 2,5±0,2 | 11,1±0,3 | 3,4±0,1 | 2,9±0,1 | 6,3±0,2 |
| 2002 | 4,8±0,2 | 2,9±1,0 | 0,6±0,2 | 3,5±1,2 | 7,3±0,2 | 6,7±0,4 | 1,3±0,1 | 8,0±0,5 |
| 2003 | 5,6±1,3 | 1,5±1,2 | 1,3±1,1 | 2,8±2,3 | 8,5±1,0 | 2,2±0,1 | 1,8±0,1 | 4,0±0,2 |

Presque chaque année, l'exportation de P est plus importante avec le système SCV et le niveau de fertilisation F2 par rapport au système labour et le niveau F1. Ce phénomène peut être expliqué par le fait que les rendements en SCV et F2 sont plus élevés par rapport à ceux du labour et du F1.

6. Le bilan annuel de P

Le bilan est la différence entre les exportations d'éléments nutritifs par les cultures et les apports associés aux matières fertilisantes (engrais minéraux, engrais de ferme, etc.). Pour calculer le bilan annuel, nous avons considéré uniquement un seul flux entrant de P, celui de l'apport du ou des intrants (Tableau II.2) auquel on a soustrait le P exporté dans les récoltes, c'est-à-dire uniquement le rendement en grains pour les systèmes avec SCV, et le rendement en grains et de résidus de culture pour les

systèmes avec labour. Le Tableau II.5 montre le bilan annuel durant les campagnes 1996 jusqu'au 2003 pour les quatre traitements.

Tableau II.5 : Bilan annuel et cumulé sur 8ans (kg ha⁻¹) de phosphore (P) pour les quatre traitements dans le dispositif étudié.

| Année de récolte | Lb_F1 | Lb_F2 | SCV_F1 | SCV_F2 |
|------------------|----------------------|-----------------------|---------------------|------------------------|
| | kg ha ⁻¹ | | | |
| 1996 | 2,0±0,7 | 27,7±0,3 | 3,8±0,0 | 31,3±1,1 |
| 1997 | 1,9±2,3 | 27,9±0,3 | 1,0±0,6 | 25,6±1,3 |
| 1998 | 2,8±1,0 | 30,5±0,4 | 3,3±0,2 | 29,5±0,8 |
| 1999 | 2,6±1,3 | 30,3±0,6 | -3,4±1,9 | 23,2±2,6 |
| 2000 | 2,5±1,7 | 29,3±2,5 | 1,6±0,6 | 29,7±0,8 |
| 2001 | 3,6±0,2 | 29,3±0,1 | -1,2±1,2 | 24,5±0,3 |
| 2002 | 2,6±1,1 | 27,6±0,5 | 1,3±0,2 | 28,3±0,2 |
| 2003 | 3,3±2,3 | 31,6±0,2 | 0,5±1,3 | 27,1±1,0 |
| Cumul | 21,4 (±7,3) b | 234,1 (±3,3) a | 7,0 (±4,5) b | 219,1 (±21,2) a |

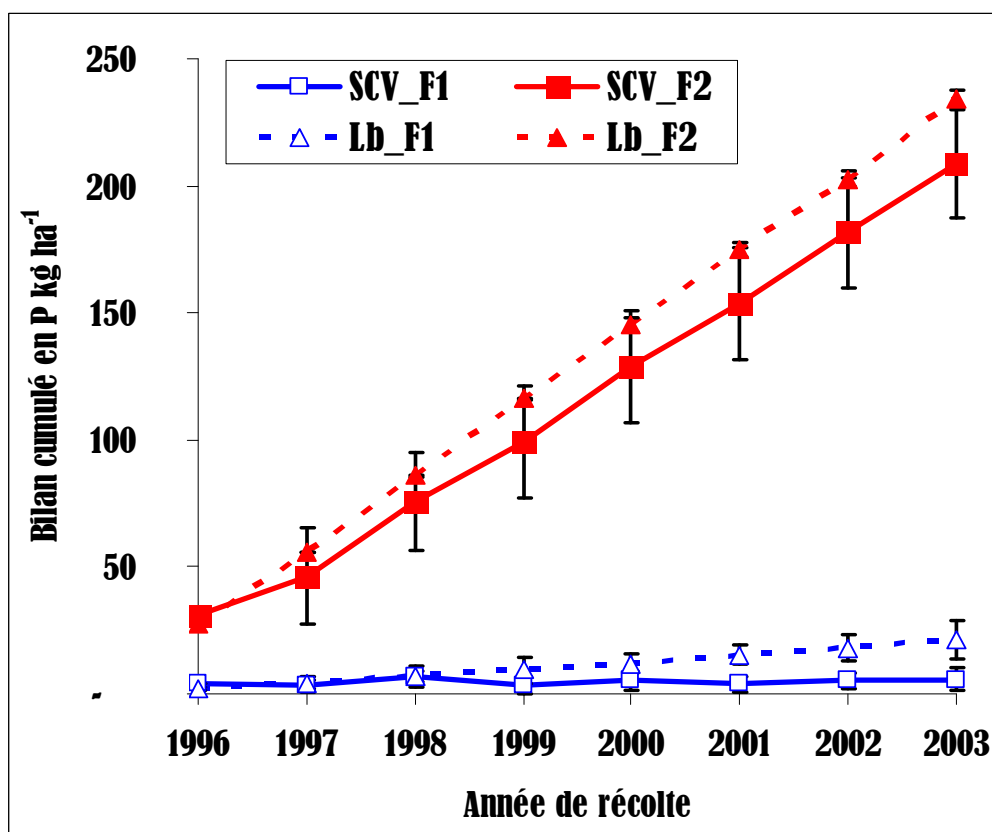
Les valeurs sont très différentes entre les deux niveaux de fertilisation phosphatée, mais pour un niveau donné, elles sont similaires pour les deux systèmes SCV et labour.

7. Le bilan cumulé de P sur la période d'expérimentation

Pour « amplifier » les faibles effets des traitements sur le bilan annuel, nous l'avons sommé sur la période d'expérimentation pour obtenir le bilan cumulé de phosphore en fonction des différents traitements. La comparaison des bilans cumulés après plusieurs années de cultures permet de voir l'évolution du stock de P dans le sol, de comprendre les effets des différents facteurs qui peuvent s'interagir dans la détermination des rendements des cultures.

Ce bilan cumulé de P est représenté dans la Figure II.4 pour la période 1996 à 2003. La moyenne et l'écart type du bilan cumulé jusqu'en 2003 sont présentées dans le Tableau II.5.

Figure II.4 : Bilan cumulé en P (kg ha^{-1}) dans les quatre traitements pour le site d'Andranomanelatra.



Le bilan cumulé de P est toujours positif mais diffère significativement entre les deux régimes de fertilisation.

La modalité F1 permet d'obtenir des bilans cumulés de P légèrement positif. La moyenne est de l'ordre de $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Pour la modalité F2, le bilan cumulé de P est très excédentaire puisque le surplus de P apporté est très supérieur au surplus de P exporté dans le gain de rendement. Le sol est alors dans une situation d'accumulation de phosphore, phénomène qui s'il est maintenu et accentué a entraîné dans plusieurs régions du monde des désordres dans le fonctionnement du cycle biogéochimique du phosphore. Les pertes de phosphore des sols agricoles par érosion/ruissellement et par lixiviation le long du profil représentent des flux qui ne sont plus négligeables. Ces flux sortants peuvent alimenter les eaux de surface en phosphore et en autres éléments nutritifs majeurs, contribuant ainsi, avec le phosphore rejeté des industries, des villes et des exploitations d'élevage, au déclenchement du processus d'eutrophisation et de ses effets néfastes sur la valorisation de ces eaux (Pellerin et al. 2005)

L'effet du système de culture n'est significatif que dans une seule situation : le régime F2 du système SCV.

CONCLUSION

En conclusion l'application de la méthode de calcul des bilans en tenant compte des flux entrants et sortants en P a permis de voir le degré d'enrichissement ou d'épuisement en P disponible des sols, autrement dit l'évolution de la fertilité des sols en P selon les systèmes de cultures adoptés, les fertilisations minérales et organiques ainsi que les types de sol.

Tout en sachant que les flux sortants en P sont dominés par les exportations dans les grains et la biomasse des résidus de récoltes (dans le cas de non restitution des résidus au sol) et que les flux entrants ne changent pas chaque année, les bilans annuels ont alors suivi l'évolution annuelle des rendements de culture. Ces derniers ont varié également selon les traitements (systèmes de culture et régime de fertilisation).

La comparaison des bilans entre les deux systèmes de culture SCV et labour était difficile à cause de la variabilité interannuelle élevée des rendements. Mais en faisant les bilans cumulés sur plusieurs années, la différence est quand même remarquable en faveur du système SCV. Ce qui permet de dire qu'avec le système SCV l'amélioration des fertilités phosphatées pourrait être espérée après quelques années de son installation.

Pour les deux régimes de fertilisation, la différence aussi bien sur les rendements que sur les bilans est très significative, les engrais minéraux peuvent ainsi avoir un effet marqué aussi sur les équilibres nutritifs du sol. Mais il ne faut pas tout de même viser un redressement à court terme et excessif du niveau de P des sols pauvres mais plutôt suivre des grilles de recommandations d'engrais phosphaté basées sur le besoin des cultures.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- CPCS**, 1967 - Classification des sols, Commission de Pédologie et de Cartographie des sols. Document ronéoté, 96p.
- Feller C.**, 2007. Les sols tropicaux en semis direct sous couvertures végétales. Communiqué de presse (CD rom). Séminaire international à Madagascar 2007.
- Ghosh P. K., Ajay, Bandyopadhyay K. K., Manna M. C., Mandal K. G., Misra A. K. et Hati K. M.**, 2004a - Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. II. Dry matter yield, nodulation, chlorophyll content and enzyme activity. *Bioresource Technology*, 95, 85-93.
- Ghosh P. K., Ramesh P., Bandyopadhyay K. K., Tripathi A. K., Hati K. M., Misra A. K. et Acharya C. L.**, 2004b - Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. I. Crop yields and system performance. *Bioresource Technology*, 95, 77-83.
- Husson, O., Séguy L., Michellon R. and Boulakia S.**, 2006. Restoration of acid soil systems through agroecological management. Pp. 343-356. In : *Biological approaches to sustainable soil systems*. Ed. N. Uphoff et al. CRC Taylor & Francis.
- Mathieu C. et Pieltain F.**, 2003. Analyse chimique des sols : méthodes choisies, éd. TEC et DOC Lavoisier Paris. 387p.
- Michellon R., Moussa N., Rakotoniaina F., Fara Hanitriniaina J. C., Razakamiamanana**, 2003. Amélioration de la fertilité par écobuage : influence de la fréquence et de l'intensité de la combustion selon le type de sol de tanety, 36p.
- Michellon R., Razanaparany C., Moussa N., Andrianasolo H., Fara Hanitriniaina J. C., Razakamanantoanina R., Rakotovazaha L., Randrianaivo S., Rakotoniaina F.**, 2004. Rapport de campagne 2002-2003 Hautes Terres et Moyen Ouest, 98p
- Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche (MAEP)**, 2004. Lettre de Politique de Développement Rural à Madagascar.
- Morel C.**, 2002. Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution. HDR, 80p
- Oberson A., Friesen D.K., Tiessen H., Morel C., Stahel W.**, 1999. Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian Oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, 55 :77-88.

- Pellerin S., Dorioz J.M., Morel C.**, 2005. Bilan environnemental du Phosphore. In Sols et Environnement, Dunod, Paris, France.
- Pierri C.**, 1985. Bilans minéraux des systèmes de cultures pluviales en zones arides et semi-arides. L'Agronomie Tropicale 40 : 1-20.
- Rabeharisoa L.**, 2004. Gestion de la fertilité et de la fertilisation phosphatée des sols ferrallitiques des hautes terres de Madagascar. Thèse de Doctorat de l'Université D'Antananarivo, Spécialité : science du sol. 202p.
- Rakotondravelo J.C.**, 2003. Les grands systèmes de culture des petites exploitations malgaches et les modes de reproduction de la fertilité des sols. Actes du Colloque scientifique international « Sol, environnement et développement » organisé dans le cadre de la célébration du centenaire de l'AcNALS (Académie Nationale des Arts, des Lettres et des Sciences), 49
- Ramanankasina E. et Rabeharisoa L.**, 2003. La terre, un héritage à bien gérer. Actes du Colloque scientifique international « Sol, environnement et développement » organisé dans le cadre de la célébration du centenaire de l'AcNALS (Académie Nationale des Arts, des Lettres et des Sciences), 49 : 43-50.
- Rasoloniaina M.**, 2005. – Caractérisation des impacts de différents systèmes de culture en semis direct sur couverture végétale sur la réduction de ruissellements et érosions. Mémoire d'ingénieur de l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo, 49p.
- Razafimbelo T.**, 2005. Stockage et protection du carbone dans un sol ferrallitique sous systèmes en semis direct avec couverture végétale des hautes terres malgaches. Thèse de Doctorat en Science du Sol de l'ENSAM, 123p.
- Séguy L., S. Bouzinac S. and O. Husson**, 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover. Pp. 323-342. In: Biological approaches to sustainable soil systems. Ed. N. Uphoff et al. CRC Taylor & Francis.
- Silva MLN., Freitas PL., Blancaneau P., Curi N., Lima JM.**, 1997 - Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho-escuro em Goiânia (GO). Revista Brasileira de Ciência do Solo, 21, 131-137.
- Zebrowski C. et Ratsimbazafy C.**, 1979 - Carte pédologique de Madagascar au 1/100000. Feuille Antsirabe. Paris, Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer.

<http://www.census.gov/ipc/www/idb/country/maportal.html>

Chapitre III :
LES IONS PHOSPHATES DANS LA SOLUTION DU SOL
ET LES EFFETS DES PRATIQUES CULTURALES

INTRODUCTION

Dans le fonctionnement du système sol-solution-plante, les racines des plantes prélèvent les ions phosphates dissous dans la solution du sol. Cette action des racines crée donc un gradient de concentration entre la solution et les constituants du sol. Ce gradient induit une sortie des ions phosphates de la phase solide vers la solution.

Ces ions phosphates dans la solution jouent donc un rôle important, car ils assurent l'alimentation des plantes et régulent le transfert des ions phosphates diffusibles logés dans la phase solide du sol vers la solution. Notons qu'environ 99% des ions phosphates prélevés par la plante proviennent de cette phase solide (Morel, 2002).

Le dosage des ions phosphates dans la solution du sol aux niveaux de trace est incertain à cause de (i) la limite de sensibilité qui est souvent très faible et (ii) la spéciation du P dissous c'est-à-dire l'existence des différentes formes de P en fonction de la constitution de la solution du sol et également la possibilité d'existence des colloïdes dans la solution du sol qui peuvent interférer dans la détermination des ions phosphates (Sinaj et al., 1998).

Les formes du phosphore dans la solution du sol sont multiples. En effet, à part les phosphates dissous dans la solution du sol qui se présentent sous forme d'anions orthophosphates (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-), on trouve également des composés organiques contenant du P et des polyphosphates.

Plusieurs méthodes existent pour doser les ions phosphates dans la solution du sol, à savoir le dosage par chromatographie ionique, spectrométrie d'émission atomique (ICP) et colorimétrie. Les différences des résultats obtenus s'expliquent par la spéciation du phosphore dissous dans la solution du sol (Morel, 2002 ; Rabearisoa, 2004). Les résultats des différentes recherches ont donné avantages à la méthode chromatographie ionique (Masson et al., 2001 ; Rabearisoa, 2004) face aux méthodes de dosage par colorimétrie.

Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients dans sa manipulation et sur la fiabilité de ses résultats. Dans notre étude, nous avons utilisé la méthode de dosage par colorimétrie qui est la méthode la plus utilisée dans l'étude de détermination de la quantité du phosphore dans le sol (phosphore total du sol, phosphore assimilable et phosphore dissous dans la solution du sol).

La méthode de dosage par colorimétrie peut être au bleu (Duval, 1963 ; John, 1970) ou au vert malachite (Van Veldhoven et Mannaerts, 1987). Dans ces deux méthodes, il y a une formation et réduction d'un complexe phosphomolybdate en milieu acide,

mais c'est la méthode au vert malachite qui est le plus sensible par rapport à la méthode au bleu (Morel, 2002 ; Randriamanantsoa, 2008).

Ces différentes méthodes ont été mises au point avec les sols tempérés où les valeurs de C_p d'ions phosphates dans la solution filtrée à $0.2\mu\text{m}$ sont généralement comprises entre 0.05 et 2 mg P L^{-1} (Morel et Pellerin, 1997) et peuvent atteindre 4 à 5 mg P L^{-1} (Morel, 2002) dans les terres ayant reçu des apports massifs d'effluents d'élevage.

Dans les sols tropicaux le niveau de concentration des ions phosphates dans la solution est faible. En effet, la valeur de C_p dans les suspensions de terre malgache varie de 0.005 mg P L^{-1} (pour les sols ferralitiques sur socle cristallin) à 0.049 mg P L^{-1} (pour les sols ferralitiques sur dépôts fluviolacustres) (Rabeharisoa, 2004). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que dans celles obtenues dans d'autres sols ferralitiques comme les Oxisols de Colombie qui sont de 0.008 mg P L^{-1} (Bülher et al., 2003 ; Masson et al., 2001).

Avec cette méthode colorimétrique au vert, on peut doser facilement les ions phosphates dans la solution du sol du moment où la concentration dans la solution est élevée, mais dès que cette concentration diminue en dessous de 0.005 mg P L^{-1} on a du mal à avoir des résultats stables et on est même en dessous du seuil de détection. C'est pour cette raison que nous avons mis au point cette méthode pour pouvoir diminuer le seuil de détection et augmenter la capacité de quantification des ions dans la solution du sol en améliorant la qualité des manipulations.

Dans l'extraction, le rôle des facteurs physiques tels que la durée de contact terre/solution d'extraction, le genre et le degré d'agitation mécanique ainsi que la température d'extraction, est extrêmement important. De plus au niveau des appareils et matériels utilisés, leur propreté ou pureté et leur compatibilité interviennent également sur la qualité et la quantité de phosphore extrait, et c'est dans ce sens que nous agissons dans la mise au point méthodologique pour pouvoir doser cet « état de trace » des ions phosphates dans la solution des sols ferralitiques. Ce niveau de pureté peut être obtenu par différentes techniques qui peuvent parfois être combinées.

L'utilisation de l'eau ultrapure pourrait être une des solutions pour améliorer la détection à une faible concentration. L'augmentation du chemin optique de 1cm à 10cm lors du passage au colorimètre pour la détermination de l'absorbance pourrait également multiplier la chance de détecter le maximum des ions phosphates dans la solution de sol.

Les résultats de la mise au point méthodologique sur le dosage des ions phosphates dans la solution du sol, la concentration des ions phosphates dans la solution du sol et les facteurs qui pourraient influencer la variation de cette concentration, seront présentés successivement dans le paragraphe de résultats et discussions.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. Dispositif étudié

Dans la suite de notre étude, nous avons choisi le dispositif d'Andranomanelatra (voir détails dans le chapitre sur le bilan de phosphore dans les sols cultivés malgaches). Ce choix a été justifié par le fait que ce dispositif peut être représentatif de la majorité des pratiques culturales utilisées dans notre zone d'études et que toutes les données y sont aussi complètes.

2. Matériels utilisés

2.1. L'eau ultrapure

Dans toutes les préparations, que ce soit pour la gamme étalon, les blancs ou les échantillons, nous avons utilisé l'eau ultrapure à la place de l'eau distillée. C'est dans le souci d'éviter toute interaction des ions phosphates à d'autres éléments que nous avons utilisé ce type d'eau qui est l'eau approchant au mieux les niveaux théoriques de la pureté en terme de résistivité, concentrations en matière organique, matière en suspension ou particules, et bactéries.

L'appareil utilisé pour obtenir l'eau ultrapure est le PURELAB ULTRA qui utilise plusieurs cartouches de purification et de polissage.

2.2. Les blancs

A chaque série d'analyse, nous avons préparé 10 blancs. Ils sont préparés et traités de la même façon que les échantillons sauf que dans ces matrices il n'y a que de l'eau ultrapure. Ces 10 blancs permettent de calculer les seuils de détection et de quantification. Les résultats de ces blancs sont donc considérés comme indicateur de la qualité de toute manipulation dans cette série d'analyse.

2.3. La cuve

Au passage dans le colorimètre, nous avons utilisé la cuve à trajet optique de 10cm au lieu de 1cm. L'intérêt de l'utilisation de cette cuve de 10cm est l'augmentation de la capacité de détermination le maximum possible de la concentration des ions phosphates selon la loi de Beer-Lambert (voir 3.1.5.).

3. Méthodes analytiques

Parmi les nombreuses méthodes instrumentales utilisées pour déterminer la concentration d'une espèce chimique en solution, les méthodes les plus courantes sont celles basées sur la mesure de l'intensité d'absorption ou d'émission (spectrophotométrie) d'un rayonnement lumineux par les espèces à doser. Les rayonnements les plus souvent utilisés sont l'ultraviolet (UV), la lumière visible et l'infrarouge (IR). Le domaine du visible et de l'UV a été abondamment étudié et ce depuis longtemps. Son emploi est de plus en plus réservé à l'analyse quantitative via la loi de Beer-Lambert. Mais pour pouvoir connaître si nous avons bien dosé les ions phosphates dans la solution du sol, le dosage par chromatographie ionique a été aussi utilisé. Et nous avons également dosé le phosphore total dissous dans la solution du sol.

3.1. Dosage colorimétrique des ions phosphates

La méthode utilisée est basée sur la méthode de John M.K. (1970) qui est reprise par Martin E. et Morel C. (2002).

3.1.1. Principe et théorie :

La détermination des ions phosphates en solution s'effectue en deux étapes. La première consiste en une hydrolyse des phosphates présents dans l'échantillon.

Dans la seconde étape, les ions orthophosphates réagissent avec les ions molybdates pour former un complexe phosphomolybdate dans un milieu acide et avec de vert de malachite.

3.1.2. La gamme d'étalonnage:

Il faut trouver la relation entre l'intensité de la coloration et la concentration en phosphore dissous. La première opération consiste à cerner le domaine d'applicabilité de la méthode, c'est à dire la gamme de concentration où on pourra appliquer la loi de Beer-Lambert, généralement pour une absorbance inférieure à 1. Pour cela, préparer une solution de phosphate à une concentration connue comprise dans la gamme de mesure. Le but est de tracer une courbe d'étalonnage à l'aide d'une solution de différentes concentrations connues en mesurant ainsi leur absorbance. Une fois tracée, la courbe d'étalonnage permettra de définir la concentration inconnue d'une même solution.

La gamme étalon est définie entre 0 et 0,5 $\mu\text{g P}$ car au-delà de ces valeurs la relation entre absorbance et quantité de P n'est plus linéaire.

Cette gamme étalon doit être préparée pour chaque série de manipulation des échantillons.

3.1.3. Préparation d'échantillons

Pour toute série d'échantillons, les recommandations des « Lignes directrices concernant l'application des contrôles de la qualité en chimie », sont suivies afin de s'assurer sur la qualité de l'analyse (**blanc, répétition, etc.**). Tous ces éléments d'assurance et de contrôle de la qualité suivent les mêmes étapes du protocole analytique que les échantillons.

Les échantillons et les témoins (10 blancs) sont traités de la même façon que les solutions étalons.

Déterminer le pourcentage d'humidité de l'échantillon à 105°C.

Pour les échantillons de terre, homogénéiser l'échantillon non séché avec une spatule afin d'avoir un échantillon représentatif. Peser 1.5 g d'échantillon, mettre dans un tube de 20 ml et ajouter 15 ml d'**eau ultrapure ou eau distillée**.

Faire trois répétitions pour chaque échantillon.

Dans chacun des tubes, ajouter 75 µl de biocide (µ-o-protect ou Toluène)

Agiter les échantillons et les 10 blancs sur le mélangeur à rouleau pendant 16 heures dans les conditions de laboratoire à 20°C.

Filtrer la suspension de terre avec un filtre millipore de porosité de 0,2 µm.

Prendre 10 ml de la solution de sol pour le dosage

3.1.4. Les réactifs :

Pour former le complexe phosphomolybdate en milieu acide et avec le vert de malachite, il nous faut préparer 2 réactifs (Martin E. et Morel C., 2002)

Le **réactif 1** est préparé, en mélangeant d'abord 168 ml d'acide sulfurique concentré avec 700 ml d'eau. Puis, après avoir refroidi l'ensemble dans la glace pour combattre l'échauffement dû à la dissolution de l'acide sulfurique, on rajoute 17,55 g de molybdate d'ammonium $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}, 4\text{H}_2\text{O}]$. On porte ensuite à 1000 ml avec de l'eau.

Pour le **réactif 2**, on dissout dans 700 ml d'eau, à 80-90°C, 3,5g de PVA (alcool polyvinylique). Après refroidissement, on ajoute 0,35g de vert de malachite et filtrer sur Whatman N°541. On ajuste le volume à 1000ml avec de l'eau.

On met 2ml de réactif 1 dans chacun des tubes (pour tous les tubes de la gamme étalon, des 10 blancs et les échantillons) et attendre environ 10minutes pour mettre 2ml de réactif 2. Agiter les tubes à l'aide d'un agitateur Vortex, puis attendre environ 2 heures avant de passer au colorimètre.

La solution de réactif est ajoutée au même moment dans tous les tubes afin que la coloration se développe dans les mêmes conditions pour la gamme étalon, les blancs et les échantillons à doser.

3.1.5. Passage au colorimètre

Le principe de l'utilisation de la spectrophotométrie pour l'analyse quantitative est basé sur le fait que l'intensité d'absorption (ou d'émission) est fonction de la concentration de la particule qui absorbe (ou qui émet) de la lumière.

Lorsque d'une lumière monochromatique d'intensité I_0 traverse un milieu homogène, l'intensité de la lumière émergente I décroît selon une fonction exponentielle lorsque l'épaisseur L du milieu absorbant augmente. Si on étudie principalement des solutions, la loi de Beer-Lambert fait intervenir les concentrations et s'exprime sous la forme suivante :

$$\log \left(\frac{I_0}{I} \right) = \epsilon c L = D$$

où ϵ est le coefficient d'extinction molaire ($\text{l} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$), c est la concentration de la solution ($\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$), L est le **chemin optique** (cm). Le rapport I/I_0 est appelé la **transmission** (aussi appelée « **transmittance** » et notée T), celle-ci est reliée à la **densité optique** D (aussi appelée « **absorbance** ») par la relation :

Un spectre d'absorption (ou d'émission) présente la variation de l'absorption (ou d'émission) en fonction de la longueur d'onde.

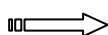
Pour le dosage par colorimétrie avec de vert de malachite on utilise la longueur d'onde **610nm**

Lors du passage au colorimètre, les trois zéro de la gamme étalon sont passés au début, au milieu et à la fin de la lecture afin de s'assurer sur la stabilité de l'appareil.

3.1.6. Calcul et expression des résultats

La concentration des ions phosphates dans la solution de sol est obtenue par la régression linéaire avec la gamme étalon :

$$Y = aX + b$$



$$X = \frac{(Y - b)}{a}$$

avec :

X : la concentration des ions phosphates (C_p) correspondante à l'absorbance mesurée. Cette concentration C_p est exprimée en mg P/l

Y : l'absorbance ou la densité optique mesurée par le colorimètre

a : la pente de la courbe d'étalonnage

Afin de tester la **répétabilité** de la mesure, effectuer plusieurs mesures indépendantes pour un même échantillon (3 répétitions). L'écart type expérimental σ sur les teneurs en phosphore mesurées donne alors une valeur de la **répétabilité** de la mesure et donc de l'incertitude sur la valeur de la teneur en phosphore des échantillons :

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (xi - m)^2}{n - 1}} \quad i=1-3$$

Où m est la valeur moyenne, n le nombre de mesures et xi la valeur de la concentration mesurée pour la détermination i et $i = 1, 2$ et 3 .

3.2. Le dosage par chromatographie ionique des ions phosphates

La chromatographie ionique (CI) est une des plus anciennes techniques chromatographiques. Paradoxalement, les appareils automatiques de CI n'ont été développés que depuis un peu plus d'une vingtaine d'années (1975).

Le principe de la CI est basée sur le fonctionnement d'une colonne qui est composée d'une résine chargée soit positivement (pour séparer des anions) soit négativement (pour séparer des cations). L'éluant emporte les anions ou les cations 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.

Le principe de la CI est donc basé sur un échange d'ions sur résine. Les ions sont entraînés par une *phase mobile* et séparés par l'action de la *phase stationnaire*.

La chromatographie ionique est une technique de séparation et de détection qui permet de doser très précisément des ions en solution.

L'appareil utilisé est l'analyseur d'ions « DIONEX - DX-600 IC System et détection UV ou conductimètre » qui est entièrement automatisé et piloté par un logiciel spécial (CHROMELEON).

La préparation des échantillons est la même qu'en colorimétrie, sauf le volume prélevé pour la lecture qui est différent et varie en fonction de la concentration de la solution à doser (à partir de 0.1 ml).

3.3. Le dosage colorimétrique du phosphore total dissous

Le dosage du phosphore total dissous dans la solution du sol consiste à déterminer la totalité des formes de phosphores dans la solution du sol (formes ioniques, complexées, molécules organiques et colloïdales). Donc la différence au dosage des ions phosphates dissous par colorimétrie réside sur les traitements préalables de la solution du sol après extraction à l'eau.

Protocole de dosage de phosphore total dissous :

- On prend 20ml de la solution du sol ;
- Evaporer sur une plaque chauffante ;
- Ajouter 2ml d'acides sulfuriques 0,5M et 1ml d'acides nitriques concentrés pour libérer toutes les autres formes des phosphores complexés par d'autres éléments ;
- Evaporer à sec puis refroidir ;
- Ajouter 7,5ml d'acide chlorhydrique 0,5N ;
- Mettre dans une fiole de 25ml et ramener le volume jusqu'à 25ml avec de l'eau ultrapure ;
- Prendre un volume de 10ml pour le dosage colorimétrique avec une cuve de 10cm de longueur.

Le dosage des ions phosphates au Cl et du phosphore total dissous a été fait avec Monsieur Alain Vives, Technicien au laboratoire de l'UMR TCEM de l'INRA Bordeaux, à qui nous adressons nos vifs remerciements.

3.4. Autres déterminations

- **pH du sol**

Il a été mesuré en utilisant une méthode basée sur la norme internationale ISO 10390 du 1994. Le principe était de mesurer le pH du sol à partir d'une suspension de sol qui était préparée dans cinq fois de son volume dans de l'eau ayant une conductivité inférieure ou égale à $0,2 \text{ mS m}^{-1}$ à 25°C et un pH supérieur à 5,6 (eau de grade 2 conformément à l'ISO 3696).

La suspension du sol doit être agitée ou mélangée énergiquement, à l'aide d'un agitateur mécanique ou d'un mélangeur pendant 5mn et laisser au repos au moins 2heures mais pas plus de 24heures. Mais juste avant le mesurage du pH il faut agiter énergiquement la suspension.

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH-mètre qui, avant mesurage du pH de sol, doit être étalonné en utilisant les solutions tampons suivantes :

- Solution tampon, pH=4 à 20°C
- Solution tampon, pH=7 à 20°C

La différence entre la température des suspensions de sol et celle des solutions tampons ne devrait pas dépasser de 1°C.

- **Détermination de l'aluminium échangeable**

La détermination des cations les plus acides comme Al^{3+} est parfois difficile. Ces derniers se retrouvent sous des formes précipitées $[\text{Al}(\text{OH})_3]$ pour les formes les plus simples].

Protocole de dosage d'Aluminium échangeable :

- Réactifs : KCl (N) : 74,56g L⁻¹ de KCl, NaOH 0,01N, NaF 3,5%
- Extraction :
 - Mettre 10g de sol broyé à 0,2mm dans 100ml de KCl (N)
 - Agiter pendant 1 heure
 - Centrifuger pendant 5mn à 5000 t mn⁻¹
 - Filtrer et prendre 2 aliquotes de 20 ou 25ml dans 2 fioles coniques a et b
 - Faire bouillir pendant 5mn pour éliminer le CO₂
 - Titrer l'un à chaud avec NaOH (0,01N) en ajoutant 3 gouttes de phénolphthaléine et l'autre à froid en ajoutant 1ml de NaF 3,5% et 3 gouttes de phénolphthaléine.
 - Le virage est du blanc ou rose claire

- **Détermination du carbone total dissous**

Le carbone total dissous a été mesuré par combustion au COT-mètre. Les sols n'étant pas carbonatés, le C total représente le C organique. La préparation de la solution de sol a été faite à partir d'une suspension de sol dans un rapport de 1/10 (m/V) avec de l'eau ultrapure et sans mettre des biocides.

Le dosage du carbone total dissous a été fait avec Madame Sylvie Bussière, Technicienne au laboratoire de l'UMR TCEM de l'INRA Bordeaux, à qui nous adressons nos vifs remerciements.

4. Seuil de détection (SD) et seuil de quantification (SQ)

Pour avoir une idée de la « fiabilité » des résultats et connaître jusqu'où peut-on aller pour chercher les valeurs minimales de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol, il nous faut des indicateurs qui se servent comme une limite ou un seuil. Parmi les différentes méthodes ou approches utilisées pour déterminer ces indicateurs, nous avons choisi le seuil de détection et le seuil de quantification.

4.1. Le seuil de détection (SD)

Le seuil de détection est un concept théorique de la psychophysique qui définit la limite en dessous de laquelle un individu ne parvient plus à détecter une stimulation. C'est la limite, définie statistiquement, de la perception de la présence d'une stimulation.

Selon les deux dictionnaires français :

Détecter : Déceler l'existence de (Petit Robert), déceler l'existence de ce qui est à peine perceptible (Larousse).

Selon la norme AFNOR XP T90-210 (décembre 1999), la limite de détection est la plus petite quantité d'un analyte (l'objet de la méthode d'analyse) à examiner dans un échantillon, pouvant être détectée et considérée comme différente de la valeur du blanc (avec une probabilité donnée), mais non nécessairement quantifiée.

Dans le domaine du dosage d'un élément chimique, le seuil de détection signifie la limite de la capacité de notre méthode à détecter les ions phosphates dans la solution du sol. Donc dans la pratique, on ne peut pas détecter des valeurs en dessous de ce seuil. Mais étant la faible concentration des ions phosphates dans les sols ferralitiques, nous voulons diminuer au minimum possible ce seuil de détection.

La détermination de ce seuil va permettre de corriger la valeur finale de la concentration en phosphore et d'éliminer les échantillons dont la concentration reste encore inférieure à ce seuil de détection.

On suppose que l'amplitude de l'écart-type du signal est très similaire à celui du blanc, lorsqu'on est proche du **seuil de détection**

Selon la norme française XP T90-210 (AFNOR, décembre 1999), la méthode issue de l'étude du blanc de matrice avance la formule suivante pour calculer la limite de détection (SD) :

$$SD = \mu + 3 * \sigma$$

Avec :

μ : la moyenne de la concentration d'une série de 10 blancs préparés avec de l'**eau ultrapure** et dans les mêmes conditions que les échantillons de sol.

σ : l'écart type de cette moyenne de concentration.

4.2. Le seuil de quantification (SQ)

Selon les deux dictionnaires français :

Quantifier : Attribuer une quantité à (Petit Robert), déterminer la quantité de (Larousse).

Selon la norme AFNOR XP T90-210 (décembre 1999), la limite de quantification est la plus petite grandeur d'un analyte à examiner dans un échantillon, pouvant être déterminée quantitativement dans des conditions expérimentales décrites dans la méthode avec une variabilité définie (coefficient de variation).

Donc le seuil de quantification est la concentration à partir de laquelle on va pouvoir fournir un résultat fiable.

Cette valeur est la plus petite grandeur de l'élément à examiner dans un échantillon pouvant être déterminée quantitativement dans des conditions expérimentales décrites dans la méthode avec une variabilité définie.

Le seuil de quantification signifie la limite de notre méthode à quantifier les ions phosphates dans la solution du sol. Donc les valeurs obtenues en dessous de ce seuil ne sont pas fiables.

Selon la norme française XP T90-210 (AFNOR, décembre 1999), la méthode issue de l'étude du blanc de matrice avance la formule suivante pour calculer la limite de quantification (SQ) :

$$SQ = \mu + 10 * \sigma$$

Avec :

μ : la moyenne de la concentration d'une série de 10 blancs préparés avec de l'**eau ultrapure** et dans les mêmes conditions que les échantillons de sol.

σ : l'écart type de cette moyenne de concentration.

5. Analyses statistiques des données

Dans l'étude de comparaison des deux méthodes, les résultats obtenus ont été analysés statistiquement afin de confirmer ou infirmer la différence observée. Avec l'ANOVA, l'analyse de variance à un facteur avec répétition et au seuil de 5% a été utilisée pour pouvoir déterminer la signification des différences.

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

1. Mise au point méthodologique sur le dosage d'ions phosphates dans la solution du sol

1.1. Les blancs d'essai

Les seuils de détection et de quantification sont obtenus en tenant compte la valeur moyenne des concentrations des 10 blancs et leur écart type.

A des différentes dates de manipulation, les résultats obtenus sur la concentration des blancs varient en fonction de la méthode utilisée, de la longueur de trajet optique (la cuve) et le type d'eau utilisée. La variation intra matrice, c'est-à-dire dans une série de 10 blancs, a été aussi constatée que ce soit pour la cuve de 10cm ou la cuve de 1cm (Tableau III.1).

Ces valeurs de concentration des blancs permettent de calculer les seuils de détection et de quantification.

Tableau III.1 : Concentration en mg de P L⁻¹ des 10 blancs en utilisant la méthodes au vert et au bleu pour la cuve de 1cm et la méthode au vert pour la cuve de 10cm avec de l'eau distillée et de l'eau ultrapure

| | Méthode au bleu | | Méthode au vert | |
|---|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| | Cuve de 1cm Eau distillée | Cuve de 1cm Eau distillée | Cuve de 10cm Eau distillée | Cuve de 10cm Eau ultrapure |
| Blanc 1 | 0,017 | 0,007 | 0,003 | 0.000 |
| Blanc 2 | 0,008 | 0,007 | 0,002 | 0.000 |
| Blanc 3 | 0,014 | 0,007 | 0,003 | 0.001 |
| Blanc 4 | 0,016 | 0,007 | 0,004 | 0.001 |
| Blanc 5 | 0,008 | 0,007 | 0,004 | 0.000 |
| Blanc 6 | 0,014 | 0,007 | 0,003 | 0.001 |
| Blanc 7 | 0,016 | 0,007 | 0,003 | 0.000 |
| Blanc 8 | 0,008 | 0,007 | 0,003 | 0.000 |
| Blanc 9 | 0,008 | 0,007 | 0,002 | 0.001 |
| Blanc 10 | 0,017 | 0,008 | 0,004 | 0.001 |
| Moyenne (μ) | 0,012 | 0,007 | 0,003 | 0,001 |
| Ecart-type (σ) | 0,004 | 0,0004 | 0,0006 | 0,0007 |

Les concentrations moyennes des blancs, dans le cas de l'utilisation de la cuve de 1cm avec de l'eau distillée, sont supérieures à la concentration minimale des sols

ferralitiques qui est de $0.005 \text{ mg de P L}^{-1}$. La concentration obtenue avec la méthode au bleu est plus élevée que celle obtenue avec la méthode au vert.

En plus avec la méthode au vert, en changeant l'eau distillée par l'eau ultrapure les concentrations des blancs ont diminué. Avec l'eau distillée les concentrations moyennes sont de $0.003 \text{ mg de P L}^{-1}$ alors qu'avec l'eau ultrapure ses concentrations avoisinent le zéro, ce qui justifie la pureté de l'eau.

1.2. Le seuil de détection et de quantification

Les seuils de détection et de quantification des ions phosphates dans la solution du sol sont présentés, selon la taille de la cuve et le type de l'eau utilisée, dans le Tableau III.2

Tableau III.2 : Seuils de détection et de quantification en utilisant la cuve de 1cm (méthode au bleu et au vert) et la cuve de 10 cm (méthode au vert) avec de l'eau distillée et de l'eau ultrapure

| | Méthode au bleu | Méthode au vert | |
|--------------------------------|------------------------------|------------------------------|--|
| | Cuve de 1cm Eau distillée | Cuve de 1cm Eau distillée | Cuve de 10cm Eau distillée Cuve de 10cm Eau ultrapure |
| Seuil de détection | 0,025 | 0,008 | 0,005 0,003 |
| Seuil de quantification | 0,053 | 0,011 | 0,010 0,008 |

Le seuil de détection est de $0.025 \text{ mg P L}^{-1}$ pour la méthode au bleu. Par contre pour la méthode au vert avec cuve de 1cm, le seuil de détection est de $0.008 \text{ mg P L}^{-1}$. On remarque déjà que le seuil de détection de la méthode vert est trois fois inférieur à celui de la méthode au bleu. La méthode au vert est beaucoup plus sensible dans ce cas par rapport à la méthode au bleu. Ce résultat confirme ce que Morel a trouvé en 2002. On peut encore abaisser cette sensibilité en utilisant la cuve de trajet optique 10cm. Ce seuil a diminué jusqu'à $0.005 \text{ mg de P L}^{-1}$ mais toujours avec l'eau distillée, donc on a une diminution de 37%. En changeant l'eau distillée par une eau ultrapure avec le même trajet optique, le seuil de détection a diminué encore jusqu'à $0.003 \text{ mg de P L}^{-1}$ c'est-à-dire une diminution de 45.4% par rapport au trajet optique de 10 cm et avec de l'eau distillée mais de 65.6% par rapport au trajet optique de 1cm avec de l'eau distillée.

Quant au seuil de quantification avec la cuve de 1cm, il est cinq fois plus élevé ($0.053 \text{ mg de P L}^{-1}$) en utilisant la méthode au bleu par rapport à celui de la méthode au vert ($0.011 \text{ mg de P L}^{-1}$). Ce seuil a diminué jusqu'à $0.010 \text{ mg de P L}^{-1}$ en augmentant le trajet optique (10cm) mais toujours avec l'eau distillée, donc on a une

diminution de 16.7%. En changeant l'eau distillée par une eau ultrapure avec le même trajet optique, le seuil de détection a diminué encore jusqu'à $0.008 \text{ mg de P L}^{-1}$ c'est-à-dire une diminution de 23.5% par rapport au trajet optique de 10 cm et avec de l'eau distillée mais de 36.2% par rapport au trajet optique de 1cm avec de l'eau distillée.

La diminution du seuil de détection et de quantification après changement de type d'eau s'explique par la qualité des blancs grâce à la pureté de l'eau surtout vis-à-vis de résistivité, concentrations en matière organique, matière en suspension ou particules, et bactéries.

1.3. La concentration des ions phosphates par rapport aux seuils de détection et de quantification

La position des seuils de détection et de quantification par rapport aux concentrations des ions phosphates dans la solution du sol est présentée dans le graphique ci-dessous (Figure III.1) pour le dispositif d'Andranomanelatra pendant la campagne de culture 2003 sous les quatre traitements avec trois répétitions.

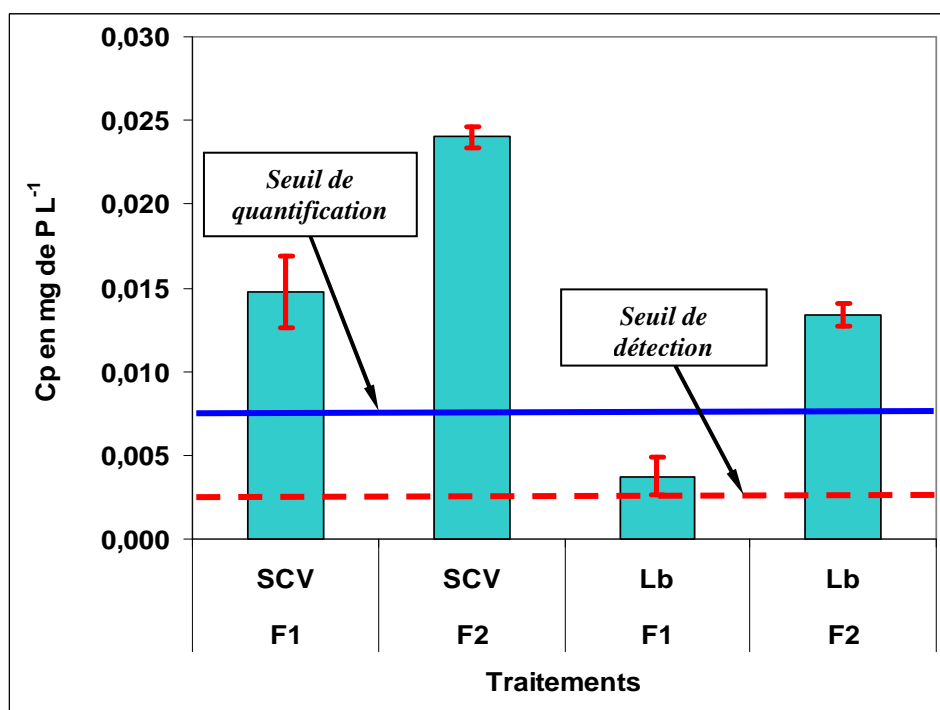


Figure III.1 : Concentration des ions phosphates par rapport au seuil de détection et seuil de quantification

Nous pouvons constater que les concentrations des ions phosphates dosés par la méthode colorimétrie au vert de malachite sont au dessus du seuil de détection qui est de $0.003 \text{ mg de P L}^{-1}$ quel que soit le traitement. Par contre, seules les

concentrations obtenues dans le traitement Lb_F1 sont en dessous du seuil de quantification qui est de 0.008 mg de P L⁻¹.

Ce résultat est déjà satisfaisant par rapport au résultat obtenu par Maertens et al. (2004) sur l'amélioration de ce seuil de détection en utilisant la technique de résine.

2. Les ions phosphates dans la solution du sol :

Dans le but de comprendre les origines des variations de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol, nous avons déterminé ces concentrations selon les pratiques culturales (fertilisation et mode de gestion de sol), qui sont supposés comme des éléments jouant des rôles importants dans cette variation. Nous avons également étudié les autres facteurs chimiques (pH du sol, Aluminium échangeable et carbone total dissous) en relation directe avec ces ions phosphates et qui pourraient les influencer.

Rappelons que le phosphore dissous dans le sol pourrait exister sous différentes formes (minérales, colloïdes, organiques contenant des groupements phosphates). D'autres formes dissoutes portant un groupement phosphate pourraient être liées à d'autres molécules dissoutes, sous formes de complexes, ou autres composés organiques dont le phosphate ne serait disponible pour la plante qu'après passage dans la solution au niveau de la rhizosphère (Hocking et al, 1999). Selon les expériences menées par White et al, (1976), Blamey et al., 1983 et citées par Ritchie en 1989, dans la solution du sol il y a de polymères d'hydroxy-Al dans la gamme de pH 4.1- 4.8, à des concentrations <100 µM en Al. Ces concentrations élevées peuvent entraîner la précipitation. Des composés organiques contenant du phosphore comme le phytate peuvent également être présents dans la solution suivant le produit de solubilité de ces produits.

La détermination des ions de phosphate de solution de sol aux niveaux de trace est incertaine avec la méthode colorimétrique due à la limite de la sensibilité et à l'hydrolyse possible du phosphate soluble organique.

Mais dans notre étude, la comparaison de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol selon différentes méthodes (chromatographie ionique qui dose uniquement les formes ioniques et la colorimétrie au vert malachite en milieu acide qui dose les ions phosphates) et avec le phosphore total dissous permet de connaître si nous avons bien dosé les ions phosphates dissous dans la solution du sol. Le tableau 3 présente la concentration des ions phosphates et le phosphore total dissous dans le sol d'Andranomanelatra sous quatre traitements (SCV_F1, SCV_F2, Lb_F1 et LB_F2) avec trois répétitions (n=3) en fin de campagne 2003.

Tableau III.3 : Comparaison entre le P total dissous, la Cp obtenue par la méthode chromatographie ionique (CI) et la Cp obtenue par colorimétrie (n=3)

| | Cp par colorimétrie | Cp par CI | P total dissous |
|---------------|-------------------------|-------------------|-------------------|
| Traitements | mg de P L ⁻¹ | | |
| SCV_F1 | 0,015 ± 0,002 (b) | 0,022 ± 0,004 (b) | 0,018 ± 0,005 (b) |
| SCV_F2 | 0,024 ± 0,001(a) | 0,036 ± 0,006 (a) | 0,024 ± 0,001(a) |
| Lb_F1 | 0,004 ± 0,001(c) | 0,007 ± 0,002 (c) | 0,006 ± 0,001(d) |
| Lb_F2 | 0,013 ± 0,001(b) | 0,017 ± 0,009 (b) | 0,009 ± 0,004 (c) |

La lettre entre parenthèse montre le classement des traitements

Statistiquement au seuil de 5%, entre les deux méthodes de dosage, les différences ne sont pas significatives. Et les concentrations obtenues des ions phosphates dans la solution avec les deux méthodes par rapport à la concentration du phosphore total dissous ne sont pas significativement différentes non plus.

Par contre les études menées par Masson et al. (2001) sur des oxisols colombiens ont montré que la corrélation linéaire entre les diverses méthodes (colorimétrie et chromatographie ionique) a prouvé que l'analyse de l'orthophosphate dans la gamme de ppb par la chromatographie ionique est plus acceptable que valeur obtenue avec la colorimétrie, qui a hydrolysé P organique et a causé l'erreur systématique.

Nos résultats montrent que les ions phosphates dosés par colorimétrie qui est la méthode la plus utilisée dans notre étude sont vraiment de forme ionique. Ces ions phosphates ont la forme de H_2PO_4^- car selon le pH de la solution différentes espèces d'ions phosphates peuvent exister ($\text{pH} < 2.5$: H_3PO_4 , $2.5 < \text{pH} < 5$: H_2PO_4^- et $6 < \text{pH} < 11$ HPO_4^{2-}), donc pour le sol ferrallitique acide d'Andranomanelatra avec un $\text{pH} < 5$ on ne trouve que des ions H_2PO_4^- .

Nous pouvons conclure donc que les ions phosphates dosés dans un sol ne dépendent que de la caractéristique physico-chimique du sol et les traitements qu'il a reçu.

3. Les effets des différents traitements sur les concentrations des ions phosphates dans la solution du sol

Les concentrations des ions phosphates dans la solution du sol prélevé en 2003 dans le dispositif d'Andranomanelatra sont présentées dans la figure III.2 selon les quatre traitements.

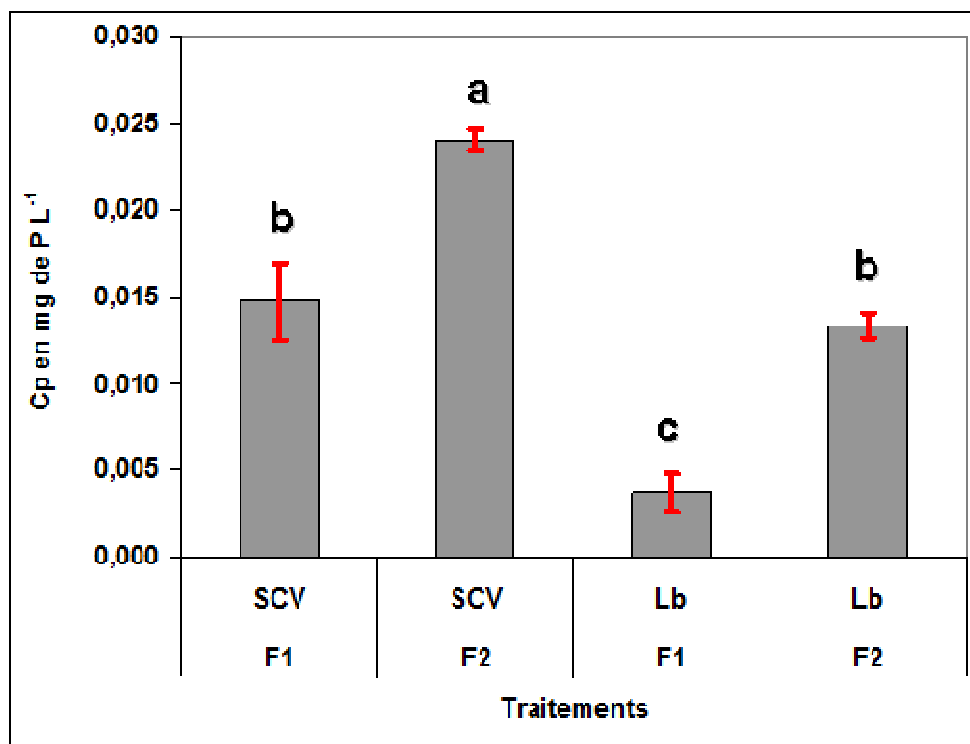


Figure III.2 : La concentration des ions phosphates dans la solution de sol (C_p , mg P L⁻¹) selon les différents traitements dans le dispositif d'Andranomanelatra.

Ce graphique montre que les concentrations des ions phosphates dans la solution du sol varient selon le traitement.

En effet, pour la modalité F1 et F2, la différence est significative que ce soit pour le système SCV (0.015 mg de P L⁻¹ pour SCV_F1 contre 0.024 mg de P L⁻¹ pour SCV_F2) ou le labour (0.004 mg de P L⁻¹ pour Lb_F1 contre 0.013 mg de P L⁻¹ pour Lb_F2). Cette différence peut être expliquée par deux phénomènes : effet bilan et effet de l'aluminium échangeable suite à la correction du pH par amendement calcique dans la modalité F2.

La différence est également constatée au niveau du mode de gestion du sol, c'est-à-dire pour le SCV et le labour (0.015 mg de P L⁻¹ pour SCV_F1 contre 0.004 mg de P L⁻¹ pour Lb_F1 et 0.024 mg de P L⁻¹ pour SCV_F2 contre 0.013 mg de P L⁻¹ pour Lb_F2).

3.1. L'effet bilan sur la concentration des ions phosphates (C_p) dans le sol

La relation entre la concentration des ions phosphates dans la solution de sol (C_p , µg P L⁻¹) et le bilan cumulé de P (kg P ha⁻¹) pour les différents traitements durant les années (2003, 2006 et 2007) dans le dispositif d'Andranomanelatra est présentée dans la Figure III.3.

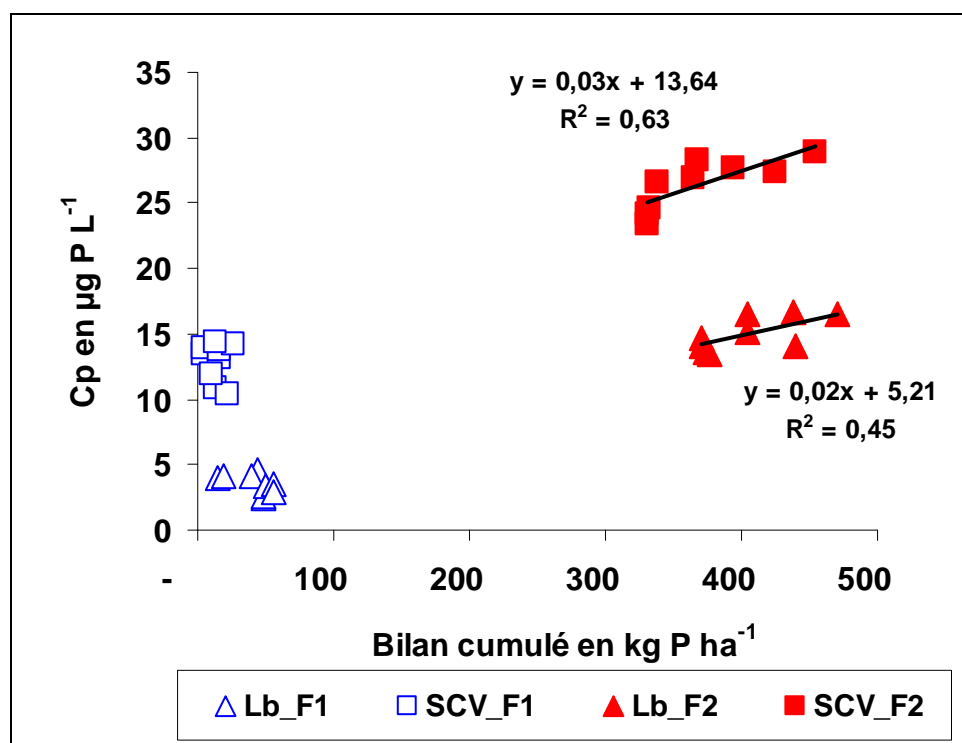


Figure III.3 : Relation entre la concentration des ions phosphates dans la solution de sol (C_p , $\mu\text{g P L}^{-1}$) et le bilan cumulé de P (kg P ha^{-1}) pour les différents traitements durant les années (2003, 2006 et 2007) dans le dispositif d'Andranomanelatra.

D'après ce graphique, l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol est proportionnelle au bilan cumulé. Mais l'accroissement est plus net avec la modalité F2. Ce phénomène s'explique par l'effet du bilan. En effet, en se référant au bilan cumulé de P (Tableau II.5, Chapitre 2), le bilan cumulé de P avec la modalité F1 est largement plus faible par rapport à celui obtenu avec la modalité F2. Malgré la différence observée sur l'accroissement de C_p en fonction de traitement, cette relation C_p et bilan est en accord avec les résultats obtenus par Morel en 2002 et Stroia et al. en 2006.

3.2. L'effet de l'aluminium sur la concentration des ions phosphates (C_p) dans le sol

Comme nous l'avons vu dans le paragraphe 2 (Tableau II.2) de matériels et méthodes du chapitre 2 sur les différentes doses de fertilisation appliquées dans la culture de maïs dans le sol d'Andranomanelatra, la fertilisation en F2 apporte en plus des amendements calciques comme la dolomie (500 kg ha^{-1}). Cet apport modifie la composition des éléments dans le sol (voir Tableau III.4) et surtout le pH du sol (pH = 4.77 en SCV_F1 contre 4.95 en SCV_F2 et 4.27 en Lb_F1 contre 4.76 en Lb_F2 : Figure III.4). Et cette augmentation de pH pourrait également avoir des effets sur la

concentration de l'aluminium échangeable qui peut réagir avec les ions phosphates dans la solution du sol.

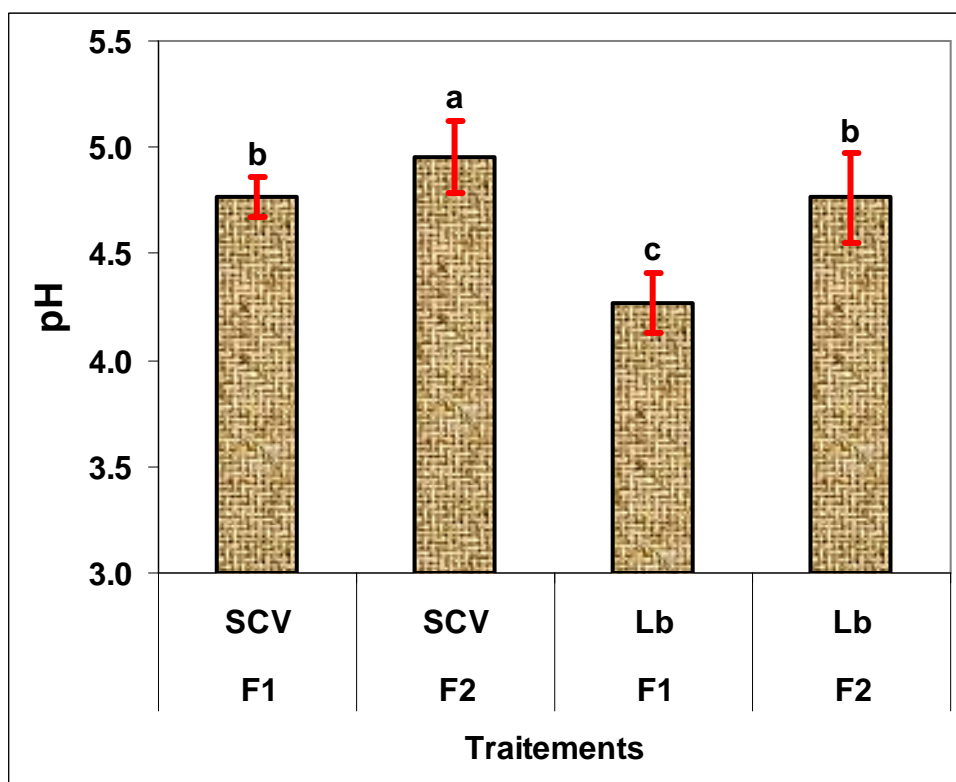


Figure III.4 : pH du sol d'Andranomanelatra selon les quatre traitements (SCV_F1, SCV_F2, Lb_F1 et Lb_F2)

Dans le cas de nos sols ferrallitiques acides, la forme prédominante des ions phosphates dans le sol est l'espèce ionique H_2PO_4^- . Cet ion ne peut pas être libre mais complexé avec des cations divalents ou trivalents de fer et/ou d'aluminium pour former des complexes P-Fe ou P-Al par exemple. La spéciation de l'aluminium varie également avec le pH (Figure III.6). Mais l'augmentation de pH dans le traitement F2 par l'apport de dolomie fait diminuer les aluminiums échangeables dans la solution du sol (Figure III.5) pour libérer les ions phosphates complexés.

En effet, la Figure III.5 montre que l'aluminium échangeable dans le sol sans apport de dolomie (en traitement F2) est moins important que dans le sol traité seulement avec des fumiers de ferme.

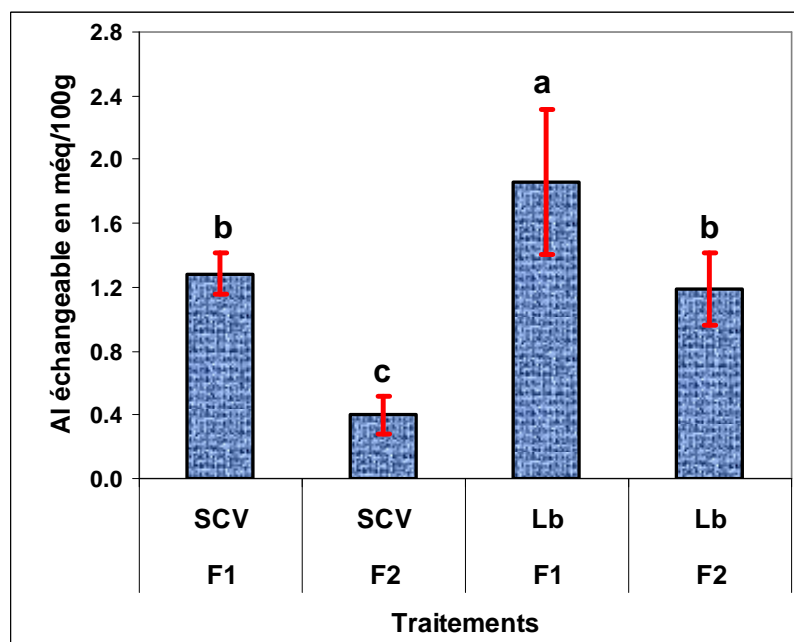


Figure III.5 : l'Aluminium échangeable dans le sol d'Andranomanelatra selon les quatre traitements (SCV_F1, SCV_F2, Lb_F1 et Lb_F2)

La figure III.6 montre la corrélation entre le pH et l'aluminium échangeable et la spéciation de l'aluminium en fonction de pH du sol.

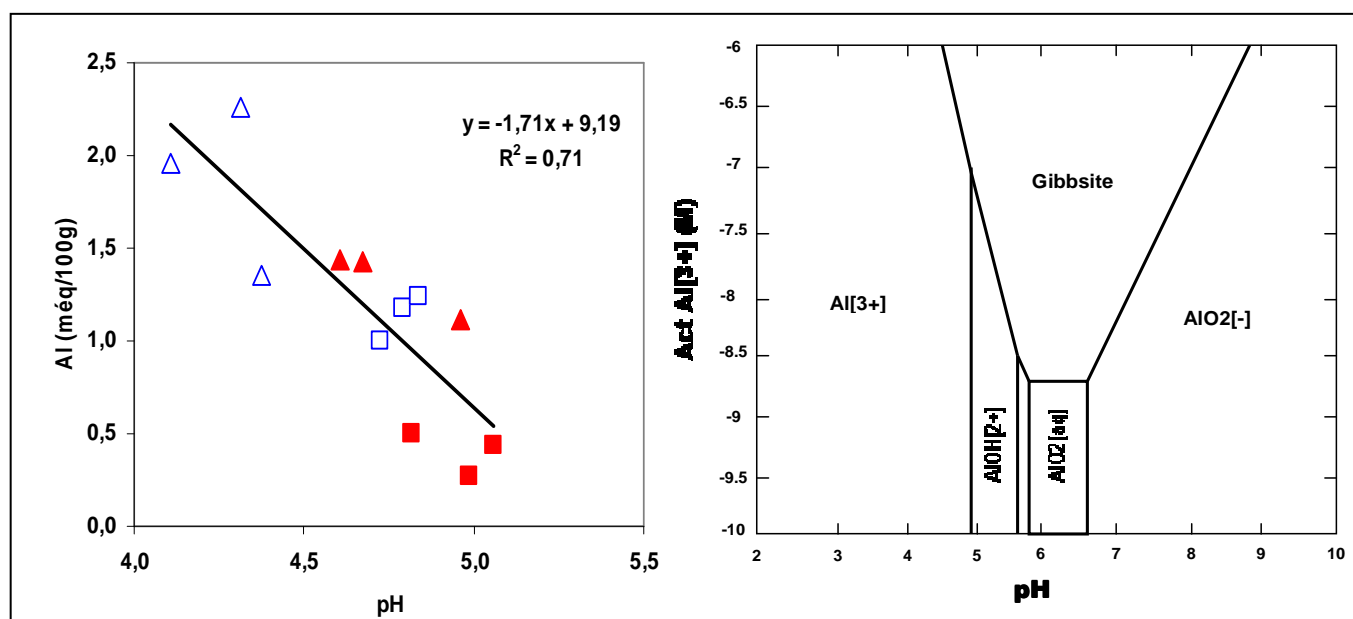


Figure III.6 : Gauche : Régression linéaire entre l'Aluminium échangeable et le pH du sol d'Andranomanelatra (12 observations), Droite : Diagramme de solubilité de l'aluminium en équilibre dans le système Gibbsite-H₂O. Cette représentation a été obtenue en utilisant le modèle de calcul géochimique CHESS (Chemical Equilibrium Speciation with Surfaces) (Van der Lee et De Windt, 2002).

La Figure III.7 montre la corrélation entre la concentration des ions phosphates dans la solution du sol et l'aluminium échangeable. On voit bien que moins il y a d'aluminium échangeable dans la solution du sol plus la concentration des ions phosphates augmente.

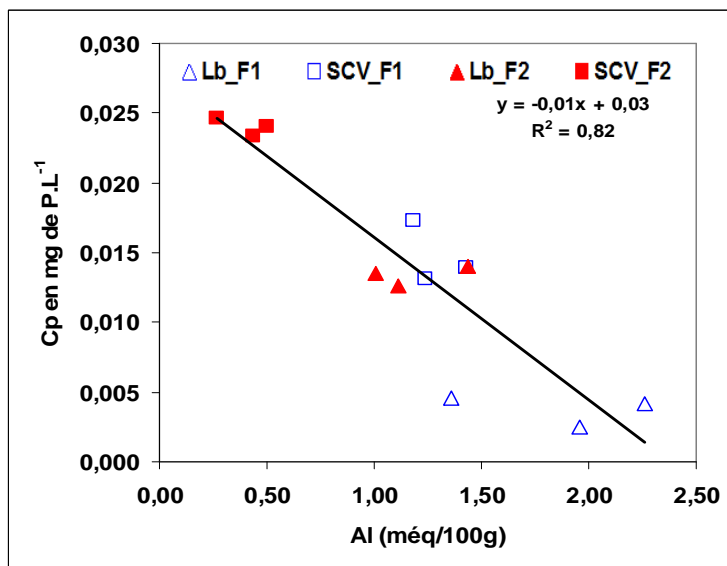


Figure III.7 : Régression linéaire entre l'Aluminium échangeable et la concentration des ions phosphates dans le sol d'Andranomanelatra (12 observations)

3.3. L'effet de travail du sol sur la concentration des ions phosphates (Cp) dans le sol

A l'issu des résultats d'analyse au laboratoire et du test statistique, on a trouvé que le système de culture semis direct (sans labour) avec couvertures végétales a un effet positif sur la quantité des ions phosphates dans la solution du sol d'Andranomanelatra. Mais on peut dire aussi que le travail du sol avec labour pourrait avoir des effets négatifs sur la quantité des ions phosphates dans le sol. En effet, le fait de labourer le sol peut augmenter la perte en ions phosphates par lessivage des éléments en profondeur et par érosion de ceux qui sont restés en surface sans protection par de couvertures végétales. Mais dans la circonstance où s'est passée notre étude, nous avons supposé que ces pertes sont négligeables (voir paragraphe 5 des résultats du chapitre 2).

Dans les deux systèmes comparés, à part le non labour du sol dans le système semis direct, ce sont les couvertures végétales qui pourraient être l'origine de la différence à travers les matières organiques apportées par ces couvertures végétales.

Evidemment que les couvertures végétales qu'elles soient mortes ou vivantes apportent des matières organiques au sol.

Les essais menés sur le site de Boigneville par l'ITCF et l'INRA (Balesdent, 1997) ont permis d'étudier comparativement les effets du passage d'un système de travail du sol (labour) à un système simplifié (travail superficiel ou semis direct) sur la répartition des matières organiques et leur évolution. Après 28 années d'expérimentation, un léger accroissement du stock de matière organique (+7%) comparé au stock initial dans le traitement avec labour et restitution des résidus de récolte est constaté. Le travail superficiel et le semis direct conduisent à une plus forte accumulation de matière organique dans le sol qu'avec le labour : elle est respectivement de +14% et +13% du stock initial.

Des synthèses d'essais comparant les stocks de matière organique sous différents régimes de travail du sol, principalement aux Etats-Unis, montrent également que les stocks de matière organique sont en moyenne plus élevés sans travail du sol mais cette augmentation est relativement limitée.

L'étude menée par Randriantsoa (2001) sur un sol ferrallitique malgache a montré que par rapport au labour, le SCV apporte 80% de C.

Par rapport aux études récentes faites par Razafimbelo en 2005 sur le dispositif d'Andranomanelatra, Les stocks de carbone sous SCV et labour sont significativement différents pour la couche 0-20cm. Et sur le même dispositif nous avons cette même conclusion sur le carbone organique et total dans la solution du sol (Tableau III.4).

Tableau III.4 : Composition de la solution de sol (mg L⁻¹) dans le bloc a du dispositif d'Andranomanelatra

| Traitement | CO | Azote total | Al | Fe | Ca | Mg | K | Si | Na | N-NO ₃ | S-SO ₄ |
|------------|------|-------------|-----|------|-----|-----|-----|-----|-----|-------------------|-------------------|
| SCV_F1 | 18.1 | 2.7 | 0.2 | 0.07 | 1.2 | 0.7 | 2.6 | 3.3 | 1.6 | 1.1 | 0.8 |
| SCV_F2 | 25.9 | 3.5 | 0.4 | 0.13 | 2.1 | 1.6 | 4.4 | 3.7 | 1.8 | 1.2 | 1.4 |
| Lb_F1 | 12.6 | 2.5 | 0.2 | 0.10 | 1.1 | 0.7 | 1.8 | 3.2 | 1.9 | 1.6 | 0.8 |
| Lb_F2 | 12.6 | 1.9 | 0.3 | 0.11 | 2.1 | 1.1 | 2.3 | 2.7 | 1.5 | 0.9 | 1.0 |

Mais la question qui se pose ici c'est que est-ce que ces matières organiques apportées par les couvertures végétales sont-elles vraiment les responsables de cette augmentation des ions phosphates dans la solution du sol ?

Ainsi en partant sur cette hypothèse : l'augmentation des ions phosphates dans la solution du sol pourrait être obtenue par la matière organique apportée par les couvertures végétales, deux phénomènes peuvent exister pour la confirmer :

Premièrement, dans les matières organiques, on peut trouver déjà de phosphore organique qui peut se retrouver dans la solution du sol après une libération et une minéralisation par des microorganismes dans le sol. Par exemple dans le fumier de ferme apporté dans le cadre de la fertilisation dans cette étude, dans $5t\ ha^{-1}$ de fumier on peut avoir $6,1kg\ de\ P\ ha^{-1}$ (Analyse ONG TAFA).

Donc rien qu'avec le fumier on peut déjà avoir une quantité non négligeable de P dans le sol, alors que les couvertures végétales pourraient produire une biomasse importante en quantité qui sera une source de matière organique sur et dans le sol.

Toutefois il faut noter quand même que le niveau de pH trop bas ne permet pas aux autres microorganismes de transformer efficacement les matières organiques libérées par l'action des champignons. Mais quand on regarde le pH du sol dans notre dispositif, le pH du sol dans le système semis direct sous couverture végétale ou SCV est plus élevé que celui dans le système labour (Figure III.4), donc l'action des microorganismes sur la minéralisation peut se dérouler normalement.

Deuxièmement, l'incorporation de la matière organique dans les sols peut augmenter la quantité des ions phosphates dans la solution du sol. En effet, étant chargées négatives dans une condition d'acidité faible, les matières organiques pourraient être considérées comme des concurrents des autres produits de décomposition des matières organiques (acides organiques de faible poids moléculaire, acides humiques et fulviques) et les ions phosphates, qui sont aussi chargés négativement, dans le sol pour être fixés par des cations.

Par conséquent, la complexation ou la liaison formée entre les composés organiques et les cations (Aluminium ou Fer) pourrait libérer les ions phosphates dans la solution du sol.

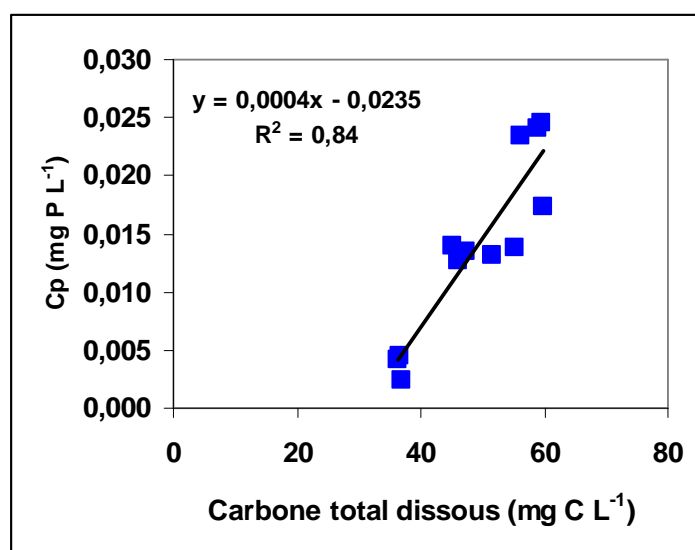


Figure III.8 : Régression linéaire entre le carbone total dissous et la concentration des ions phosphates dans le sol d'Andranomanelatra (12 observations)

CONCLUSION

La détermination des ions phosphates dans la solution du sol est indispensable malgré la difficulté de sa manipulation surtout pour le sol où ils se trouvent en faible quantité. Ces ions phosphates jouent un rôle très important dans le fonctionnement du cycle de phosphore dans un système cultivé. Pour le cas de nos sols ferrallitiques qui sont caractérisés par l'existence de phosphore total élevé mais très faible en ions phosphates dissous dans la solution, sa détermination au laboratoire était très difficile. Dans ce cas là nous étions obligés à modifier la méthode habituelle notamment sur l'utilisation de l'eau ultrapure et la cuve de 10 cm de trajet optique. Cette mise au point méthodologique nous a permis de diminuer le seuil de détection jusqu'à $0.003 \text{ mg de P L}^{-1}$ et le seuil de quantification jusqu'à $0.008 \text{ mg de P L}^{-1}$. Ce qui signifie que nous avons pu bien déterminer la faible concentration des ions phosphates dans le sol étudié.

Mais par rapport aux effets des pratiques culturales sur la concentration de ces ions phosphates dans la solution du sol, le bilan d'apport et d'export de P, la modification des propriétés physico-chimiques du sol par l'apport de dolomie et des engrais minéraux phosphatés dans le traitement F2 et des matières organiques par les couvertures végétales sont jugés comme des facteurs influençant l'augmentation de cette concentration. Le bilan élevé en P dans le sol a augmenté la concentration des ions phosphates dans le sol. La corrélation positive entre le bilan en P et la concentration des ions phosphates dans la solution du sol confirme cet effet bilan. La dolomie a évidemment eu un effet sur le pH du sol qui a modifié la propriété chimique du sol en agissant sur les autres éléments chimiques comme l'aluminium en faveur des ions phosphates. Il y avait les matières organiques qui ont agi également non seulement sur la propriété physique du sol en l'améliorant mais aussi sur l'aspect chimique. Ce sont des constituants chargés négativement et pourraient être considérés comme des concurrents des ions phosphates, qui sont aussi chargés négativement, dans le sol pour être fixés par des cations.

L'effet cumulé du bilan et de la modification physico-chimique notamment sur l'aluminium échangeable explique l'accroissement plus marqué de la C_p dans le traitement SCV_F2.

Chapitre IV :
DYNAMIQUE DES IONS PHOSPHATES DIFFUSIBLES
DANS UN SOL A ARGILE 1/1 DE MADAGASCAR
SELON LES PRATIQUES CULTURALES

INTRODUCTION

La concentration des ions phosphates dans la solution du sol constitue l'une des variables déterminant la biodisponibilité du phosphore pour les cultures, ce compartiment de P est approvisionné par les ions phosphates transférés de la phase solide du sol suite à l'existence d'un gradient de concentration résultant de l'absorption racinaire. Mais ce flux de P est aussi fonction du temps de transfert et dépend sûrement des pratiques culturales. Son étude est par conséquent indispensable dans l'évaluation de la biodisponibilité du phosphore pour la plante, étant donné que 99% des ions phosphates prélevés par la plante proviennent de la phase solide du sol (Morel, 2002).

Le système de culture du type semis direct sous couverture végétale, à travers les matières organiques qu'il apporte, modifie physiquement et chimiquement le sol et par la suite sa réactivité par rapport à la fixation ou à la libération des ions comme les phosphates. Par ailleurs, l'apport d'engrais minéraux et l'amendement calcique ont également des effets non seulement sur la composition chimique du sol mais aussi sur son comportement vis-à-vis de la rétention ou la libération des ions.

Le comportement du sol vis-à-vis d'un élément comme le phosphore va ainsi être différent selon les pratiques culturales. Cette différence peut être observée à travers les résultats sur les récoltes des cultures au champ, mais ces résultats doivent être complétés par la quantification du flux de P à l'interface solide, solution du sol.

Un transfert à l'interface solide-solution se traduit par un passage entre ces deux phases d'une substance sous l'effet des différents mécanismes susceptibles de s'exercer dans ce milieu. Les mécanismes potentiels ont été présentés dans le chapitre 1 sur l'état actuel des connaissances sur le phosphore. Ce chapitre est dédié à la présentation des approches expérimentales permettant de quantifier le transfert à l'interface solide-solution et de le modéliser au moyen de fonctions mathématiques. En effet, dans le cas des agrosystèmes de Madagascar, la distinction et l'importance relative des différentes réactions régulant la dynamique de ce transfert à l'interface solide-solution ne sont pas encore connues.

Cette étude est ainsi consacrée à l'analyse de l'effet des pratiques agricoles sur cette dynamique des ions phosphates à l'interface solide solution du sol.

Plusieurs méthodes et approches expérimentales sont utilisées pour évaluer ce transfert sous l'effet des différents traitements aussi bien au champ qu'au laboratoire. Les méthodes d'extraction chimique déterminent une certaine proportion du phosphore présent dans le sol, une proportion censée être facilement assimilable ou disponible pour les plantes. Mais certains résultats obtenus en pots de culture

effectués en conditions standardisées n'étaient pas vraiment pertinents, par rapport à ceux obtenus par d'autres approches (Morel et Fardeau, 1987). En plus les résultats ne permettaient pas d'expliquer ce qui se passe vraiment dans le système étudié où plusieurs facteurs peuvent influencer les variations des résultats. En effet, un réactif d'extraction a du mal à rendre compte de l'effet des racines qui, en plus, interagissent avec les réserves du sol. Cela impose l'utilisation d'une méthode plus adéquate et plus représentative de la réalité pour pouvoir caractériser et déterminer le transfert net ou brut du phosphore vers la solution du sol basée sur un mécanisme plus explicatif par rapport à d'autres approches.

Ainsi afin de mieux expliquer l'origine de l'effet des traitements sur la dynamique des ions phosphates dans le sol, deux méthodes expérimentales ont été développées en laboratoire : la technique de traçage et de dilution isotopique qui permet de suivre le transfert et l'évolution des ions phosphates vers la solution du sol (Fardeau, 1981; Fardeau et Jappé, 1988; Frossard and Sinaj, 1997, Di et al., 2000) et la méthode de sorption-désorption (Barrow, 1978; Barrow, 1979). Ces méthodes sont basées sur le mécanisme de diffusion et prennent en compte uniquement les processus physico – chimiques qui interviennent dans le transfert sol – solution dans une suspension de sol dans laquelle l'activité microbienne est inhibée (Morel, 2002).

Pour mieux cerner ces problèmes et afin de pouvoir vérifier l'effet des pratiques agricoles sur la dynamique des ions phosphates dans le sol, plusieurs étapes ont été suivies et sont présentées successivement dans ce chapitre en comparant deux systèmes de culture sous deux niveaux de fertilisation : la cinétique de transfert des ions phosphates à l'interface solide-solution dans les suspensions de sol, la dynamique des ions phosphates entre le sol et la solution en intégrant les effets temps et de la concentration des ions phosphates en solution, l'analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates diffusibles et la relation entre la dynamique des ions phosphates diffusibles et les modifications de propriétés physico-chimiques du sol.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. Les quatre traitements

Nous rappelons ici les quatre traitements sélectionnés dans le dispositif d'Andranomanelatra et que nous avons déjà présentés dans le chapitre 2. Ces traitements se différencient essentiellement sur le mode de préparation du sol, soit semis direct sur couverture végétale (SCV) ou labour (Lb), et la fumure réalisée qui est F1 et F2 :

- Le labour est réalisé avec une bêche (angady), sur une profondeur de 20 à 25 cm.
- Les systèmes SCV que nous avons retenus sont avec une couverture morte maintenue en permanence sur le sol. Le sol n'est jamais travaillé et le semis est effectué directement dans la couverture après ouverture d'un simple trou ou d'un sillon.
- Un traitement, désigné par F1, qui consiste à épandre 5 t ha⁻¹ de fumier de bovin chaque année correspond à une pratique courante recommandée en milieu paysan.
- Un traitement désigné par F2, qui consiste à épandre chaque année 5 t ha⁻¹ de fumier de bovin plus une fertilisation minérale NPK et à apporter un amendement calcique sous forme de dolomie à raison de 500 kg ha⁻¹.

2. Les échantillons de sol

2.1. Prélèvements de sol

Les échantillons ont été prélevés en avril-mai 2003, en fin de saison de culture (après récolte). Sur chaque parcelle élémentaire, 4 prélèvements au cylindre, dont deux sur lignes et deux sur interlignes, sont effectués à 20cm de profondeur. Les échantillons sont séchés à l'air, à l'ombre, avant d'être tamisé à 2 mm. Des parties aliquotes des 4 prélèvements (répétitions intra parcelles) sur la même parcelle, ont été regroupées pour constituer un échantillon homogène par parcelle pour chaque traitement étudié (Razafimbelo, 2005). Ces échantillons composites sont utilisés pour les analyses au laboratoire.

2.2. Caractéristiques physico-chimiques des sols

Les analyses physico-chimiques de sol, présentées dans le tableau IV.3, ont été effectuées par le Laboratoire d'Analyses des Sols de l'INRA d'Arras (LAS, 2006) en utilisant des procédures normalisées (Afnor, 1999).

- **Granulométrie.** Les proportions des 5 classes de particules suivantes ont été déterminées selon la norme NF X 31-107: argiles <2 µm; limons fins [2, 20 µm]; limons grossiers [20, 50 µm]; sables fins: [0,050, 0,2 mm]; sables grossiers: [0,2, 2,0 mm].
- **pH.** C'est une méthode instrumentale de mesure qui se fait à l'aide d'un pH-mètre introduit dans une suspension de sol ayant un rapport masse sur volume de 1 g de sol pour 2.5 ml d'eau distillée (NF ISO 10390).

- La teneur en **carbone organique** et la teneur en **azote total** ont été déterminées selon la norme NF ISO 10694 et NF ISO 13878, respectivement. Les deux méthodes reposent sur la transformation par combustion à environ 1000°C du carbone en CO₂ et de l'azote (organique et minéral) en azote moléculaire (N₂) suivi du dosage de ces gaz. La teneur en matière organique est calculée au moyen de cette teneur par la relation suivante: Matière organique = 1.725 × C organique.
- La teneur en **fer** et la teneur en **aluminium** ont été déterminées en utilisant deux types d'extraction. L'objectif visé est l'extraction d'une fraction plus ou moins importante du fer et de l'aluminium sous forme amorphe et cristallisée non inclus dans le réseau silicaté (minéraux primaires ou argiles) :
 - ⇒ L'une, la méthode Tamm en obscurité, consiste en une extraction en présence d'une solution d'acide oxalique et d'oxalate d'ammonium tamponnée à pH de 3. Cette méthode n'extrait pas le fer et l'aluminium amorphes associés aux oxyhydroxydes de fer et d'aluminium des matériaux silicatés et extrait respectivement moins de 1% de la goethite et de la gibbsite. Le fer est extrait à 96%, et l'aluminium à 65%, à partir de précipités frais de fer et d'aluminium (LAS, 2006).
 - ⇒ L'autre extraction, la méthode Mehra et Jackson (1960) utilise un mélange de réactifs : le citrate de sodium qui joue le rôle de complexant, le bicarbonate de sodium celui de tampon-pH, et le dithionite de sodium de réducteur. L'extraction est faite dans un milieu ayant un pH neutre à une température de 80° C. D'après Jeanroy (1983), cité dans LAS (2006), la totalité du fer présent dans des oxyhydroxydes (hématite, goethite, lépidocrocite) est dissoute et moins de 5 % du fer contenu dans les minéraux silicatés ferrières (biotite, penninite, glauconite).
- **La capacité d'échange cationique et cations échangeables au chlorure de cobaltihexammine** (NF X 31–130) (Orsini and Rémy, 1976). La capacité d'échange cationique (CEC) d'un sol est la quantité totale de charges positives portées par les cations susceptibles d'être fixés, de façon réversible, sur les sites chargés négativement de certains constituants du sol à un pH donné. La méthode de détermination consiste à un échange entre les cations obtenus par un échantillon de sol et les ions cobaltihexammine d'une solution de chlorure de cobaltihexammine (Co(NH₃)₆Cl₃) à 50 mmol L⁻¹. La détermination se fait par la mesure de la concentration dans le filtrat des ions cobaltihexammine libres. Par rapport à d'autres méthodes comme la

méthode Metson (1956), citée dans LAS (2006), basée sur une extraction à l'acétate d'ammonium 1 mol l^{-1} , la méthode à la cobaltihexamine est bien adaptée aux sols acides. D'autres avantages pour cette méthode sont: le pH d'échange est proche des conditions du sol en place, sur le même filtrat on peut directement doser tous les cations échangés même Al^{3+} et H^{+} , la méthode ne nécessite qu'une seule extraction (Baize, 2000).

3. Méthodes de détermination des ions P diffusibles dans le sol

Pour quantifier la dynamique du transfert des ions phosphates entre les deux phases du sol en suspension, deux approches expérimentales ont été adoptées : les expériences de sorption-désorption quantifiant le transfert net des ions phosphates et les études faisant appel à l'utilisation du traçage isotopique des ions phosphates dissous et à l'analyse de leur dilution isotopique pour quantifier les deux flux inverses des ions phosphates transférés. Dans ces deux approches pour éviter le développement de toute activité microbienne tout au long de l'analyse, on introduit de biocide (micro-protect ou toluène) dans les suspensions de sol. Par conséquent les autres principales caractéristiques physico-chimiques, comme le pH, le potentiel redox... sont supposées invariantes. Par conséquent, le transfert des ions phosphates à l'interface solide-solution associé à ces différents mécanismes (minéralisation de composés organiques contenant du phosphate, variation de pH ou de potentiel redox) est considéré comme négligeable.

Ces deux approches quantifient alors le passage des ions entre les deux phases sous le seul contrôle d'un processus physico– chimique qui est la diffusion.

3.1. Mécanisme de diffusion

Concernant la dynamique du P diffusible, comme son nom l'indique, le transfert des ions phosphates de la phase solide vers la solution et l'inverse se fait par le mécanisme de diffusion. Ce mécanisme apparaît dans les deux phases (solide et solution du sol) lorsque la concentration n'est pas homogène d'un point à l'autre du système. Le flux de diffusion va du milieu plus concentré vers le moins concentré. C'est la différence de concentration entre deux points qui détermine le déplacement par diffusion. Le moteur du déplacement est le gradient. Le mécanisme de diffusion tend donc à homogénéiser le milieu et existe continuellement jusqu'à ce que l'équilibre soit atteint. Le gradient de concentration des ions phosphates entre la surface des racines, la solution et les constituants du sol induit ainsi une sortie d'ions phosphates de la phase solide vers la solution qui est fonction à la fois de l'intensité du gradient et de sa durée.

3.2. Transfert net des ions P évalué par sorption-désorption

- **Principe et théorie :**

Cette méthode consiste à déterminer la variation de la concentration des ions phosphates dans la solution et la quantité nette associée d'ions phosphates transférés entre les phases solides et la solution du sol.

Dans ce cas, deux phénomènes peuvent se produire au niveau du système : soit une sorption (passage d'une quantité d'ions phosphate de la solution vers la phase solide du sol) soit une désorption (passage d'ions phosphate de la phase solide vers la solution).

- **Protocole :**

Après un apport croissant de P (50, 100, 200, 300, 400 et 500 µg de P mL⁻¹) dans la suspension de sol, on l'agite pendant 40 heures.

Après l'agitation, la suspension de sol est filtrée (0,2 µm) pour séparer les phases solide et liquide. La quantité **P_w** d'ions phosphates présents dans la solution est calculée.

Dans cette méthode la variation de la dynamique des ions phosphate à l'interface solide-solution dépend de la concentration des ions phosphates dans la solution.

La **variation (ΔP_{sd})** de la quantité d'ions P transférés à l'interface solide-solution du sol par sorption-désorption est calculée au moyen de la relation suivante :

$$\Delta P_{sd} = P_{wi} - P_{wf} = (C_{pi} - C_{pf}) * V/M \quad [1]$$

Où

P_{wi} (mg P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates dans la solution de la suspension de sol avant apport de P ;

P_{wf} (mg P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates dans la solution de la suspension de sol après la période de sorption – désorption.

Lorsqu'il y a sorption, la valeur de **ΔP_{sd}** est positive et en cas de désorption la valeur de **ΔP_{sd}** est négative. La valeur de la concentration pour laquelle **ΔP_{sd}** est nulle et correspond à la concentration d'équilibre de l'échantillon de sol pour les conditions opératoires utilisées.

3.3. Transfert brut des ions P évalué par traçage et dilution isotopique

- **Principe et théorie :**

La méthode de traçage et d'analyse par dilution isotopique permet de quantifier la quantité brute d'ions P transférés entre les phases solide et liquide du sol en

suspension. Le principe de ce type d'étude est d'introduire une quantité connue d'ions P radioactifs dans des suspensions de sol à l'état stationnaire (état d'équilibre pendant la dilution isotopique) afin de marquer, de façon homogène, l'ensemble des ions P du sol susceptibles de passer en solution.

Cette introduction d'ions phosphates radioactifs dans la solution de la suspension de sol crée un gradient d'ions phosphates radioactifs entre les deux phases sans perturber la concentration des ions phosphates dans la solution. En effet, la radioactivité introduite est une quantité négligeable d'ions phosphates. Le rapport du nombre d'ions radioactifs à celui des ions non radioactifs est de l'ordre de 10^{-5} à 10^{-6} . L'ajout d'ions phosphates radioactifs ne perturbe donc pas l'état stationnaire de la suspension de sol. En plus, les différents isotopes du P (^{31}P , ^{32}P et ^{33}P) ont des comportements strictement identiques, ce qui permet de considérer qu'il n'y a pas de discrimination isotopique durant le transfert d'ions P entre le sol et la solution (Fardeau, 1981).

Cette méthode permet d'avoir une relation qui décrit la dynamique du transfert des ions phosphates en fonction de la concentration en solution et du temps.

- **Protocole :**

Après mise à l'équilibre (agitation de la suspension de sol pendant 16 heures), une quantité connue des ions phosphates radioactifs (**R**) marqués au phosphore 32 (^{32}P) est ajoutée dans le système. Les ions phosphates radioactifs (traceurs) se mélangent instantanément aux ions phosphates non radioactifs (tracés) présents dans la solution.

Après différents temps (4, 40 et 400 min), la suspension de sol est filtrée (0,2 μm) pour séparer les phases solide et liquide et interrompre l'échange isotopique des ions phosphates entre ces deux phases. Après ces différentes durées, la radioactivité (**r**) restant dans la solution sera connue après le comptage au « Liquid Scintillation Analyzer » (Analyseur à scintillation liquide) et la concentration d'ions P (**Cp**) est déterminée par le dosage colorimétrique. La dilution isotopique (**r/R**) et la quantité **Pw** d'ions phosphates présents dans la solution sont calculées. L'application du principe de dilution isotopique consiste à écrire que les ions phosphates qui participent à l'équilibre solide-solution et à la dilution isotopique ont la même composition isotopique que les ions phosphates présents dans la solution de sol (Fardeau, 1981).

Le principe de dilution isotopique consiste donc à écrire la règle des proportions d'ions radioactifs et non radioactifs :

$$\frac{r}{P_w} = \frac{R-r}{P_r} = \frac{R}{E} \quad [2]$$

Avec :

$$E = \frac{P_w}{(r/R)} \quad \text{et} \quad P_w = C_p * \frac{V}{M} \quad [3]$$

Et :

$$P_r = P_w * \frac{R-r}{r} = \frac{P_w}{(r/R)} - P_w \quad [4]$$

Où:

C_p (mg de P L⁻¹) est la concentration des ions phosphates dans la solution du sol

V/M est le rapport de volume sur masse de la suspension de sol

P_w (mg de P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates en solution ;

r, est la radioactivité restant en solution à l'instant **t** ;

R, est la radioactivité introduite dans la suspension de sol ;

P_r (mg de P kg⁻¹) la quantité brute d'ions phosphate transférés entre les phases solide et liquide du sol en suspension ;

E (mg de P kg⁻¹) la somme de (**P_w** + **P_r**) qui est souvent appelé, quantité d'ions phosphates isotopiquement échangeables.

3.4. Mise en équation de la dynamique des ions phosphates diffusibles

Les travaux de Fardeau menés sur la cinétique du transfert ont abouti à la mise en équation de l'effet de la variable « temps » pour une valeur donnée d'équilibre de la concentration dans la solution de sol (Fardeau, 1981; Fardeau *et al.*, 1991; Fardeau, 1993; Fardeau, 1996). Pour des périodes allant de quelques minutes à plusieurs semaines, cette cinétique est décrite par la relation suivante de type fonction puissance:

$$P_r = P_{r_{\min}} t^n \text{ avec } P_r < P_{\text{inorganique}} - P_w \quad [5]$$

Où

P_{r_{min}} et **n** sont des coefficients de régression

P_{r_{min}} est la quantité brute d'ions phosphates transférés entre les phases solide et liquide du sol en suspension après une minute de dilution isotopique;

n est un coefficient de régression qui rend compte l'effet du temps. La valeur de **n** est comprise entre 0 et 0.5 (Fardeau, 1981). La valeur **n** = 0 est observée pour des minéraux phosphatés parfaitement cristallins. La valeur la plus élevée de **n** (= 0.5) est observée, par exemple, pour les sols acides ayant une teneur élevée en oxyhydroxides de fer et d'aluminium et une concentration en ions phosphates souvent inférieure à 0.01 mg L⁻¹ ;

P_w (mg de P kg⁻¹) est la quantité d'ions phosphates en solution.

Les valeurs des paramètres Pr_{1min} et n sont caractéristiques de l'échantillon de sol mais également, pour un échantillon de sol donné, ils varient avec la valeur de Cp .

L'intégration des deux variables «t» et «Cp» dans la description mathématique de la dynamique des ions phosphates diffusibles a été obtenue plus récemment en couplant i) des expériences de sorption-désorption, avec ii) l'emploi du traçage isotopique sur des pas de temps courts pendant lesquels les différentes concentrations sont stationnaires (Morel, 2002). On obtient ainsi un jeu de données expérimentales qui est décrit par une relation mathématique appelée fonction cinétique de Freundlich (Chardon and Blaauw, 1998 ; Schneider and Morel, 2000) :

$$Pr = v Cp^w t^p \text{ avec } Pr < P \text{ inorganique-Pw} \quad [6]$$

Où

v , w et p sont des coefficients de régression :

$v > 0$ est la quantité brute d'ions phosphates transférés en 1 minute lorsque la concentration de Cp est égale à 1 mg P L⁻¹;

$w < 1$ est un coefficient de régression qui rend compte de l'effet, moins que proportionnel, de l'augmentation de Cp ;

$p < 1$ est un coefficient de régression qui rend compte de l'effet, moins que proportionnel du temps qui s'écoule.

4. Analyses statistiques des données

Dans l'étude de comparaison de l'effet des quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) sur la dynamique des ions phosphates diffusibles dans le sol, les résultats obtenus ont été analysés statistiquement afin de confirmer ou infirmer la différence observée.

Le paramétrage (v , w , p) ainsi que les statistiques associées comme les écart-types sur les paramètres ou la somme des carrés des écarts totale (SCE totale), la somme des carrés des écarts résiduelle (SCE résiduelle) sont déterminés par régression non-linéaire en utilisant la procédure NLIN du logiciel Statistical Analysis Software (SAS). Le coefficient r^2 qui donne le pourcentage d'explication de la fonction cinétique de Freundlich a été calculé par la relation suivante:

$$r^2 = 1 - (SCE \text{ résiduelle} / SCE \text{ totale}) \quad [7]$$

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

1. Cinétique de transfert des ions phosphates l'interface solide-solution dans les suspensions du sol d'Andranomanelatra

Les valeurs expérimentales de la quantité d'ions P transférés entre le sol et la solution (Pr) en fonction de la durée de la dilution isotopique dans le sol d'Andranomanelatra sur les quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) sont présentées dans la figure IV.1.

Pour la fonction puissance du temps qui décrit précisément les valeurs expérimentales, l'échelle log a été utilisée (Fardeau 1981 ; 1993) :

$$Pr = Pr_{1min} t^n \text{ avec } Pr \text{ inférieure au P total inorganique}$$

Où Pr_{1min} et n sont des paramètres obtenus par régression.

Le paramètre Pr_{1min} est la quantité brute d'ions P transférés en une minute et caractérise les réactions rapides de surface alors que le paramètre n rend compte de l'effet des réactions lentes sur ce transfert.

Les estimations de Pr_{1min} et n sont présentées dans le Tableau IV.1

Tableau IV.1 : Paramètres de la fonction cinétique ($Pr = Pr_{1min} t^n$) décrivant la quantité brute d'ions phosphates (Pr) transférés entre le sol et la solution au cours de la durée de dilution isotopique

| | Pr_{1min} | n | r^2 | Pr_{1jour} | $Pr_{1semaine}$ | P total | P organique |
|---------------|-----------------------|-------|-------|-----------------------|-----------------|---------|-------------|
| | mg P Kg ⁻¹ | | | mg P Kg ⁻¹ | | | |
| Lb_F1 | 2.2 | 0.556 | 0.912 | 123.6 | 364.6 | 533.8 | 122.8* |
| Lb_F2 | 5.2 | 0.487 | 0.996 | 181.1 | 467.5 | 587.8 | 135.2* |
| SCV_F1 | 4.1 | 0.471 | 0.963 | 126.6 | 316.6 | 562.3 | 129.3* |
| SCV_F2 | 5.4 | 0.466 | 0.964 | 159.4 | 394.8 | 637.7 | 146.7* |

* Ces valeurs ont été estimées (le P organique est environ 23% du P total : Pichot J. et Roche P., 1972)

Le transfert brut des ions phosphates entre les deux phases, liquide et solide, de la suspension de sol suit une fonction puissance du temps. Après un transfert immédiat, caractérisé par le paramètre Pr_{1min} , la valeur de Pr croît constamment avec la durée en suivant l'équation ci dessus. Ce type de résultat est conforme à tout ce qui a été publié dans ce domaine. La simulation de Pr sur des périodes beaucoup plus longue (de 1 jour, 1 semaine et 1 mois) a été faite à partir de cette fonction. Fardeau a déjà validé cette fonction pour des périodes de transfert beaucoup plus longues de l'ordre de quelques jours et quelques mois (Fardeau, 1981) en supposant que la totalité du P inorganique était isotopiquement échangeable.

Les valeurs de P_r sont plus élevées avec le traitement en F2 qu'en F1 que ce soit en SCV ou en labour jusqu'à un certain temps, mais l'écart de P_r entre ces deux niveaux de fertilisation diminue avec la durée compte tenu de la différence de valeur du paramètre n qui est la valeur affectée au temps dans la fonction puissance.

En effet, pour une augmentation de la durée d'un facteur 10 (1jour à une semaine), la valeur de P_r augmente d'un facteur égal à 2.8 avec F1 et de 2,5 avec F2.

Selon l'étude menée par Rabeharisoa en 2004, les sols de Madagascar par rapport aux sols agricoles fertilisés des régions tempérées, pourraient atteindre rapidement l'équilibre dans l'échange isotopique. Pour notre cas, cette même équation permet de calculer qu'il faudrait une à deux semaines pour échanger la totalité des 411 à 491 mg P kg⁻¹ de P inorganique du sol compte tenu du paramétrage de la cinétique de transfert (Tableau IV.1).

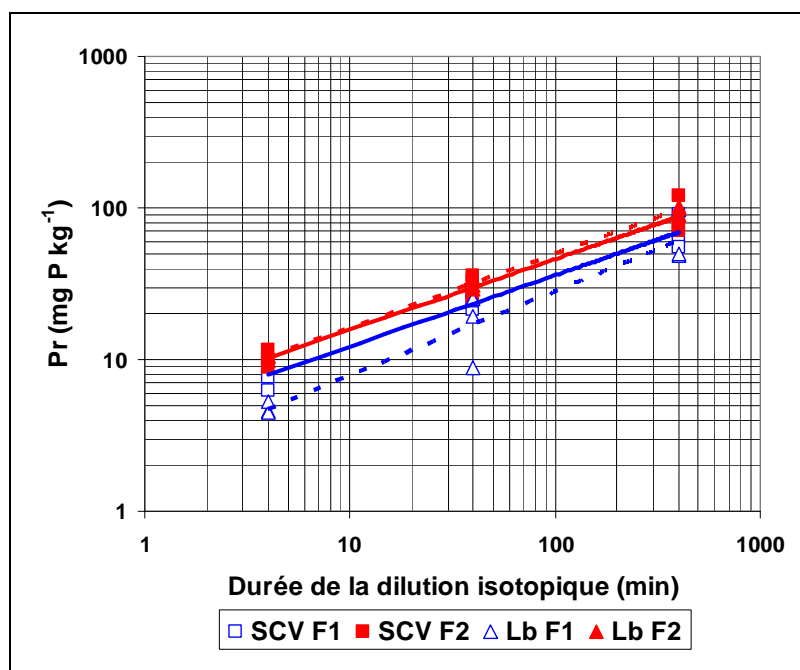


Figure IV.1 : Cinétique de la quantité brute (P_r) d'ions phosphates transférés à l'interface solide-solution pour le sol d'Andranomanelatra, avec quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2

2. Dynamique des ions P entre le sol et la solution en intégrant les effets temps et de la concentration des ions P en solution

2.1. Evolution de la concentration des ions P en solution en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique

Les valeurs de la concentration (C_p) des ions phosphates dans la solution du sol (filtrée à 0,2 μ m) en suspension (1 g sol pour 10 ml eau ultrapure) sont présentées

dans la Figure IV.2 pour les quatre traitements Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 pour les échantillons prélevés dans le dispositif d'Andranomanelatra. Les différentes valeurs de C_p ont été obtenues en apportant 50, 100, 200, 300, 400 et 500 $\mu\text{g P ml}^{-1}$. Les valeurs de C_p sont représentées après 40 h de mise en suspension. Le temps initial, $t=0$, correspond à l'introduction de la radioactivité ^{32}P . Le dosage des ions phosphates dans la solution du sol, avec la méthode de colorimétrie au vert malachite, a été réalisé après 3 durées de dilution isotopique de 4, 40 et 400 min.

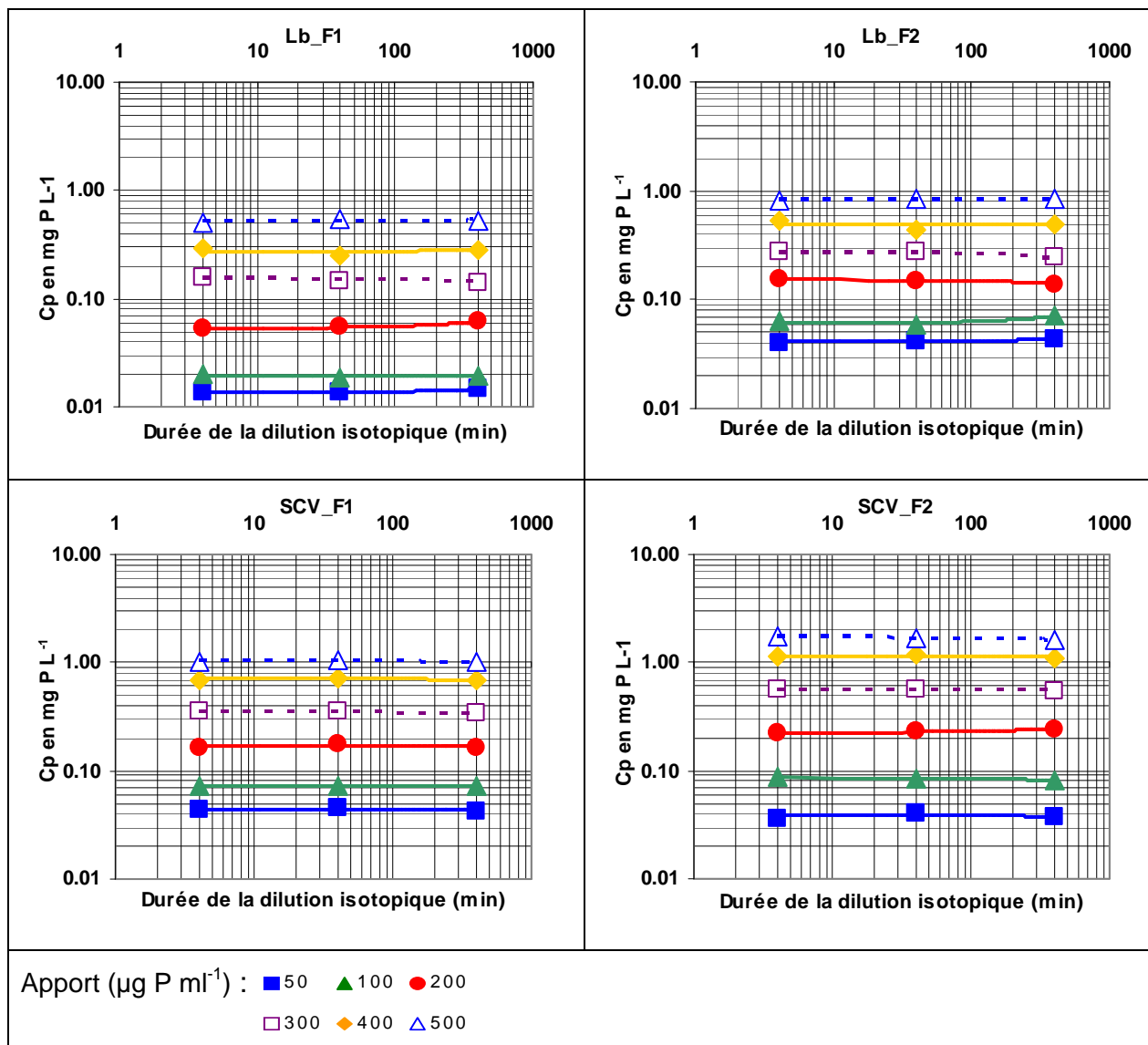


Figure IV.2 : Evolution de la concentration (C_p) des ions P en solution en fonction des doses de P et de la durée (4, 40 et 400 min) de la dilution isotopique pour les quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 dans le dispositif d'Andranomanelatra

Dans cette figure, deux phénomènes peuvent être observés : l'évolution de la C_p en fonction du temps de la dilution isotopique et celle qui est fonction des doses de P apporté.

Pour le premier cas, dans l'ensemble des situations, il n'y a pas de variation significative de C_p au cours du suivi de la dilution isotopique et les suspensions de sol peuvent donc être considérées comme étant dans un état stationnaire. La quantité ($P_w=10 \cdot C_p$) d'ions phosphates dans la solution reste constante et la variation de la quantité d'ions phosphates dans la solution est nulle pendant les 400 minutes que dure le suivi de la dilution isotopique. La quantité brute d'ions phosphate (dont certains sont marqués par le phosphore 32 radioactif) transférés de la solution vers la phase solide du sol est égale au transfert brut inverse d'ions phosphate de la phase solide du sol vers la solution.

Par contre, pour les quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) la variation de C_p en fonction des doses croissantes apportées est constatée. L'évolution des concentrations est proportionnelle aux doses apportées, mais toutefois elle varie d'un traitement à l'autre en fonction de la concentration initiale des ions phosphates dans la solution du sol (C_{p0}). L'effet des traitements constaté précédemment sur la concentration des ions phosphates dans la solution du sol est ainsi confirmé.

2.2. Cinétique de dilution (r/R) en fonction des doses de P et de la durée de la dilution isotopique

L'évolution du facteur de dilution isotopique (r/R) des ions phosphates dans la solution d'une suspension de sol de 1 :10 des échantillons en fonction de la durée est présentée dans la Figure IV.3 pour les traitements Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 pour le dispositif d'Andranomanelatra. Les différentes valeurs ont été obtenues en apportant 50, 100, 200, 300 et 400 et 500 mg P kg^{-1} sol dans la suspension de sol en les mettant à l'équilibre pendant 40 h et selon les trois durées de dilution isotopique de 4, 40 et 400 min. Chaque point de cinétique est la valeur moyenne des 3 blocs.

Pour tous les traitements (SCV_F2, Lb_F1, SCV_F1 et Lb_F2), après l'introduction de radioactivité R, le rapport r/R , indicateur de la dilution isotopique, diminue avec le temps (4, 40 et 400min). Pendant ces temps là où la solution du sol est dans un état stationnaire, il y a un échange homoionique entre des ions phosphates marqués et des ions phosphates non marqués. Cette dilution isotopique est décrite par la fonction puissance du temps proposée par Fardeau (1981; 1993; 1996), souvent reprise et confirmée par nombre d'auteurs (Frossard et al., 1994) et dont l'intérêt et la validité ont été généralisés à d'autres éléments (Frossard and Sinaj, 1997) :

$$r/R = m(t + m^{1/n})^{-n}$$

où m et n sont des paramètres obtenus par régression.

Les estimations des paramètres m et n varient conformément à tout ce qui a été publié sur le sujet (Fardeau, 1981). La valeur du paramètre m augmente avec C_p alors que le paramètre n diminue.

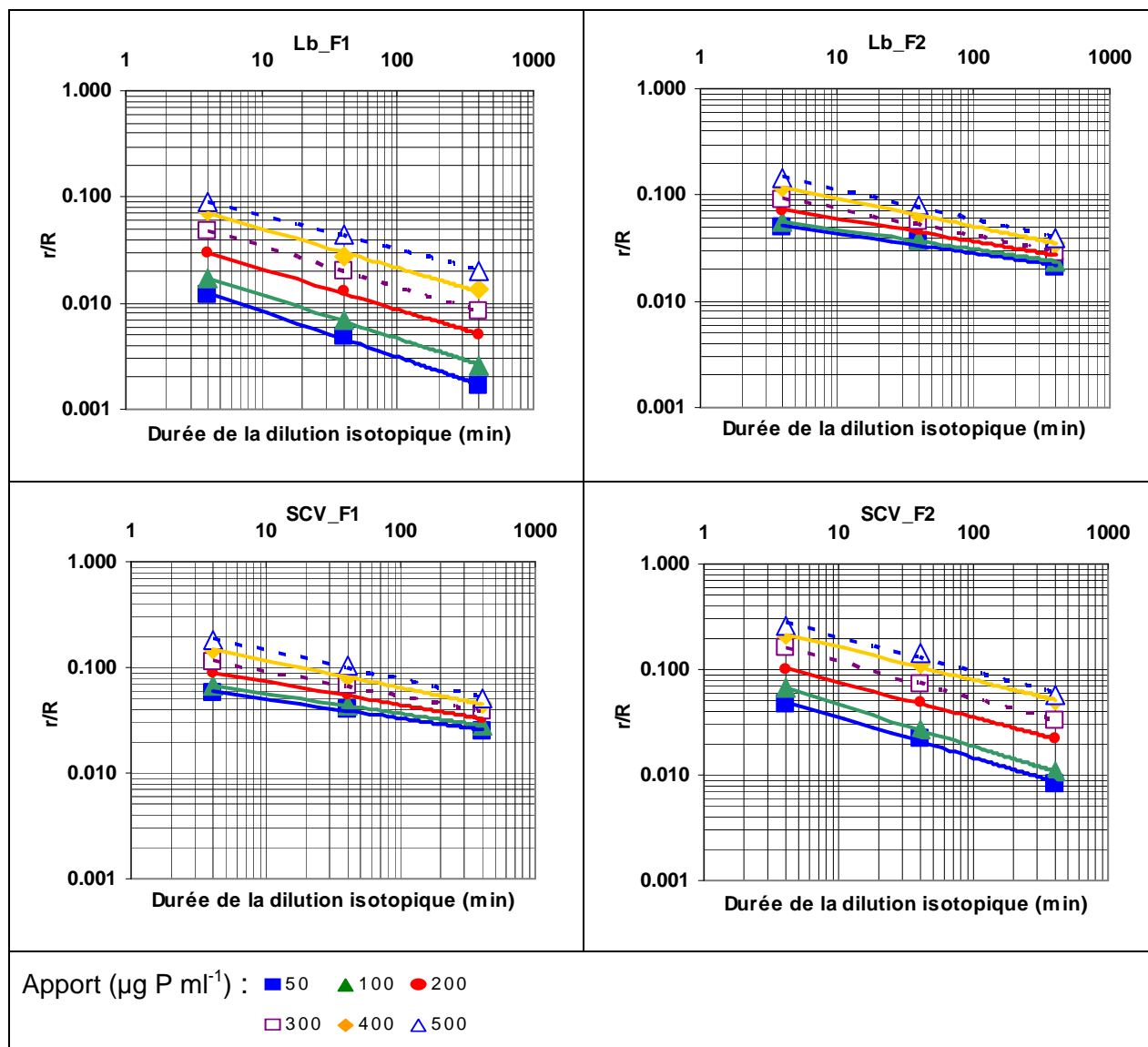


Figure IV.3 : Cinétique de dilution (r/R) en fonction des doses de P et de la durée (4, 40 et 400 min) de la dilution isotopique pour les quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 dans le dispositif d'Andranomanelatra

2.3. Quantité nette d'ions phosphates transférés à l'interface solide-solution pour la méthode sorption-désorption couplée avec la cinétique de dilution isotopique : valeurs expérimentales et modélisées

La variation de la quantité (ΔP_{sd}) d'ions phosphates transférés à l'interface solide-solution du sol en suspension, après 40 h de sorption ou de désorption, est représentée en fonction de la concentration des ions phosphate en solution et pour différents temps de simulation dans la Figure IV.4 pour les traitements Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 pour le dispositif d'Andranomanelatra.

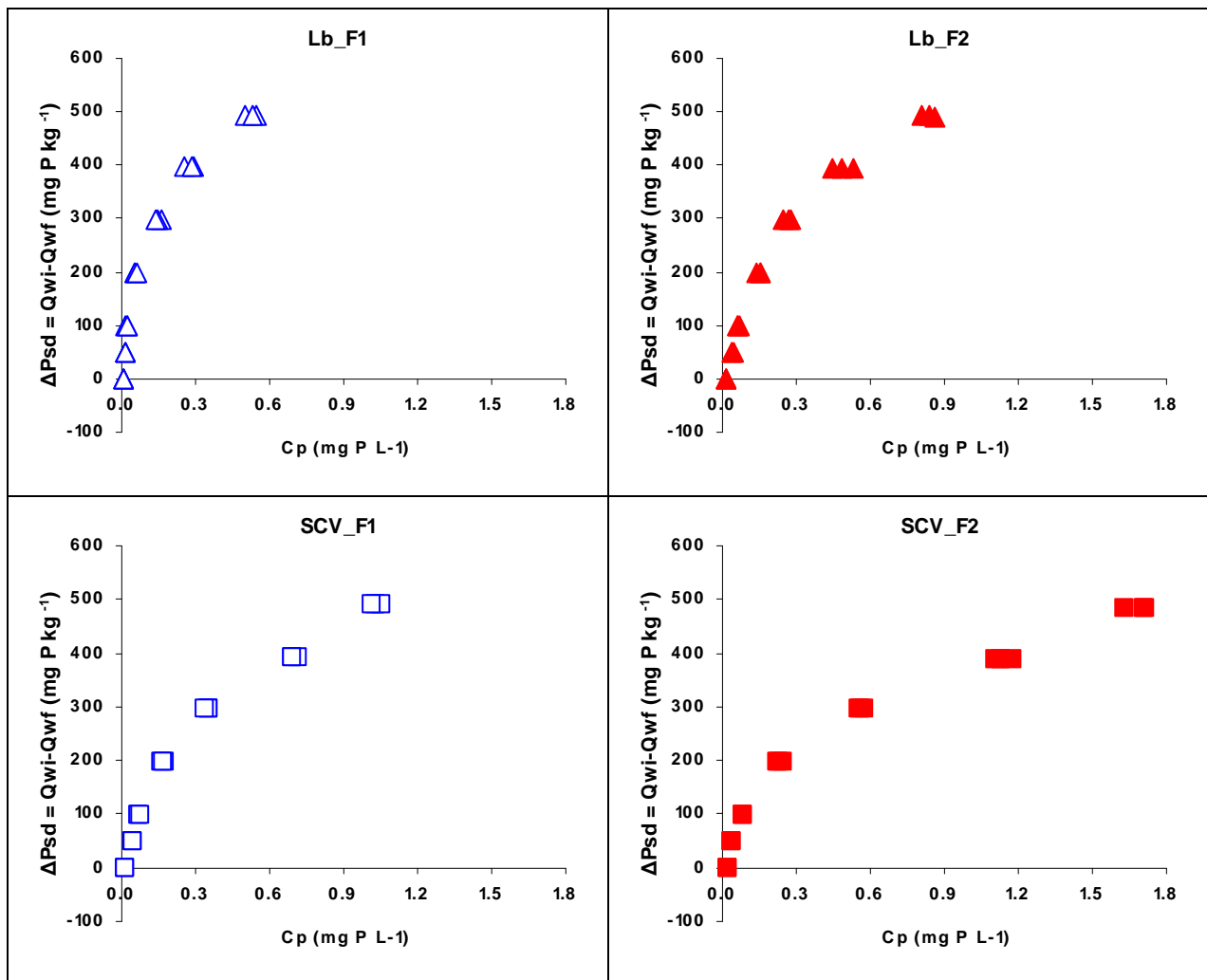


Figure IV.4 : Quantité nette d'ions phosphates (ΔP_{sd}) transférés par sorption-désorption après 40 heures de mise en suspension en fonction de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol (C_p) pour les quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 dans le dispositif d'Andranomanelatra

La forme de chacune des courbes de sorption-désorption est identique pour tous les sols et en accord avec de nombreux résultats publiés (Barrow, 1978 ; 1979 ; Torrent, 1997 ; Jaillard et al., 2000 ; Schneider et al., 2003). Elle est de type croissante

asymptotique. La valeur de ΔP_{sd} augmente moins que proportionnellement à l'augmentation de C_p . Le coefficient de diffusion est différent selon que l'on ajoute P et qu'il s'adsorbe, ou que l'on retire P et qu'il désorbe (Jaillard et al., 2000). Lorsque la courbe de sorption-désorption est complète, elle coupe l'axe des x pour une valeur de C_p pour laquelle la sorption est égale à la désorption (la valeur de ΔP_{sd} est nulle). Cette valeur correspond à la concentration d'équilibre des ions phosphates (C_{peq}) de l'échantillon de sol pour les conditions opératoires de l'étude. En phase de désorption, la valeur de C_p est inférieure à C_{peq} et des ions phosphates quittent la phase solide pour rejoindre la solution ($\Delta P_{sd} < 0$). Par contre, lorsque C_p est supérieure à C_{peq} , des ions phosphates passent de la solution vers la phase solide du sol ($\Delta P_{sd} > 0$) et c'est la phase de sorption.

Dans notre cas, cette variation de quantité d'ions phosphates transférés à l'interface solide-solution a été calculée par la différence entre la quantité d'ions phosphates à l'état initial (Pw_i) avec une concentration initiale (C_{pi}) et la quantité d'ions phosphates à l'état final (Pw_f) avec une concentration finale (C_{pf}), c'est-à-dire après apport de P à doses croissantes et avec une agitation pendant 40h.

Malgré le grand intérêt que les courbes de sorption-désorption ont suscité et suscitent toujours, elles présentent l'inconvénient majeur de ne pouvoir donner qu'une description partielle de la dynamique du transfert. Une relation de ce type est établie pour une seule valeur d'équilibre de concentration. Certains auteurs ont intégré l'effet du temps dans la courbe de sorption-désorption (Schneider et al., 2003), mais les valeurs expérimentales obtenues ne le sont que pour un seul état d'équilibre.

Pour notre cas, la simulation de sorption-désorption en fonction de temps et de concentration est basée sur le modèle de Freundlich ($P_r = v C_p^w t^p$). Dans ce cas, la variation nette de P est calculée à partir de la relation suivante :

$$\Delta P_{sd} = P_{rf} - P_{ri}$$

Nous avons pris trois durées : 1min, 1 jour (1440 min) et une semaine (environ 10000min) (Figure IV.5).

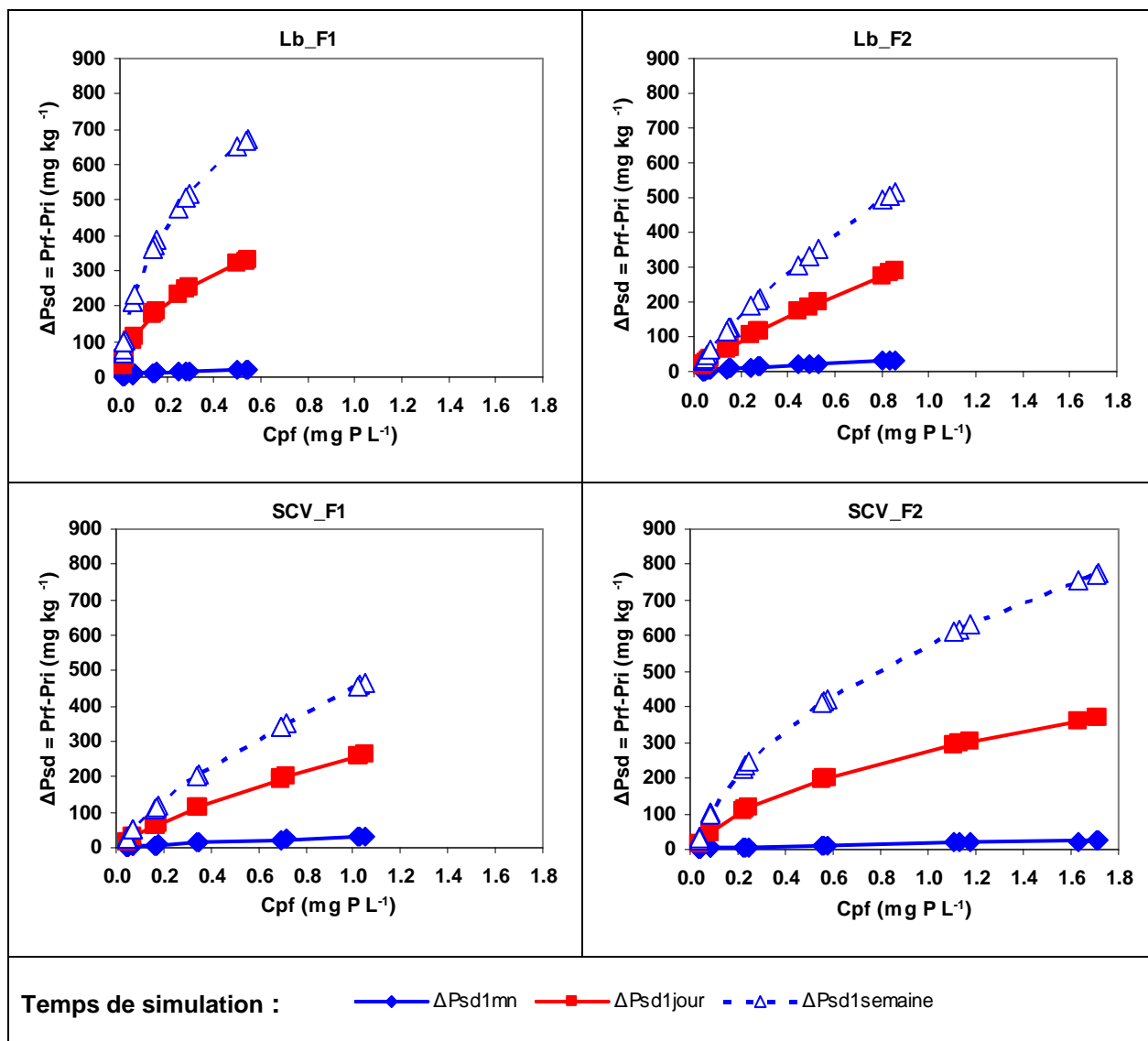


Figure IV.5 : Quantité nette d'ions phosphates transférés par couplage de sorption-désorption et cinétique de dilution isotopique pour les quatre traitements : Lb_F1 ($C_{pi} = 0.005\ mg\ de\ P\ L^{-1}$), Lb_F2 ($C_{pi} = 0.013\ mg\ de\ P\ L^{-1}$), SCV_F1 ($C_{pi} = 0.015\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) et SCV_F2 ($C_{pi} = 0.024\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) dans le dispositif d'Andranomanelatra.

En regardant ces différentes courbes de sorption-désorption, on met en évidence que la position d'une courbe est fonction du système de culture (SCV ou labour) puis du niveau de fertilisation (F1 ou F2). Mais pour ce dispositif d'Andranomanelatra, toutes les courbes sont ordonnées par la valeur de la concentration d'équilibre. Pour les quatre traitements, le classement de C_{peq} est en moyenne le suivant : Lb_F1 ($C_{pi} = 0.005\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) < Lb_F2 ($C_{pi} = 0.013\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) = SCV_F1 ($C_{pi} = 0.015\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) < SCV_F2 ($C_{pi} = 0.024\ mg\ de\ P\ L^{-1}$) ce qui nous donne trois situations : la

position la moins faible avec Lb_F1, la position intermédiaire avec Lb_F2 et SCV_F1 et la position la plus haute avec SCV_F2.

L'écart de positionnement montre que la capacité moyenne de sorption du sol vis-à-vis des traitements est différente.

Pour le traitement Lb_F1 dans une gamme explorée de C_p allant de $0.014 \text{ mg P L}^{-1}$ à 0.7 mg P L^{-1} , les valeurs de ΔP_{sd} varient de 2.3 à $22.9 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ sol}$ pour le temps de 1min de simulation, de 33.6 à $330.3 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour 1 jour et de 68.6 à $674.6 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour une semaine.

Pour le traitement Lb_F2 dans une gamme explorée de C_p allant de $0.014 \text{ mg P L}^{-1}$ à 0.7 mg P L^{-1} , les valeurs de ΔP_{sd} varient de 2 à $32.9 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ sol}$ pour le temps de 1min de simulation, de 18 à $289.1 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour 1 jour et de 32.3 à $517.3 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour une semaine.

Pour le traitement SCV_F1 dans une gamme explorée de C_p allant de 0.03 mg P L^{-1} à 1.7 mg P L^{-1} , les valeurs de ΔP_{sd} varient de 1.8 à $31.1 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ sol}$ pour le temps de 1min de simulation, de 15.7 à $263.9 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour 1 jour et de 27.8 à $467.7 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour une semaine.

Pour le traitement SCV_F2 dans une gamme explorée de C_p allant de 0.03 mg P L^{-1} à 1.7 mg P L^{-1} , les valeurs de ΔP_{sd} varient de 0.8 à $23.6 \text{ mg P kg}^{-1} \text{ sol}$ pour le temps de 1min de simulation, de 13.3 à 371 mg P kg^{-1} pour 1 jour et de 27.8 à $775.5 \text{ mg P kg}^{-1}$ pour une semaine.

Pour les quatre traitements, on observe uniquement des sorptions (Figure 5).

Quel que soit le traitement, les courbes de sorption-désorption obtenues avec les valeurs simulées montrent une même dynamique qu'aux courbes obtenues avec les valeurs observées.

2.4. Quantité brute (P_r) d'ions phosphates transférés entre le sol et la solution en fonction de la concentration (C_p) des ions P en solution et de la durée du transfert

Les paramètres de la fonction cinétique de Freundlich ($P_r = vC_p^w t^p$) décrivant la dynamique de la quantité (P_r) brute des ions phosphates diffusibles à l'interface solide-solution pour les 4 traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) sont présentés dans le tableau suivant :

Tableau IV.2 : Paramètres de la fonction cinétique de Freundlich ($P_r = vC_p^w t^p$) en fonction de la concentration des ions P dans la solution (C_p , mg P L⁻¹) et de la durée du transfert (t , minutes).

| Traitements | Lb_F1 | Lb_F2 | SCV_F1 | SCV_F2 |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|
| v | 35.3 (2.1) | 38.5 (1.3) | 31.7 (1.7) | 21.6 (1.2) |
| w | 0.339 (0.011) | 0.737 (0.013) | 0.690 (0.022) | 0.452 (0.013) |
| p | 0.367 (0.010) | 0.299 (0.006) | 0.294 (0.010) | 0.379 (0.010) |
| Nombre d'observations | 54 | 54 | 54 | 54 |
| r^2 | 0.996 | 0.993 | 0.982 | 0.993 |
| Somme des carrés totales | 249355 | 280352 | 274543 | 265779 |
| Somme des carrés résiduelles | 3736 | 874 | 2288 | 3243 |
| C_{p0} en mg P L⁻¹ | 0.004(0.001) | 0.013(0.001) | 0.015(0.002) | 0.024(0.001) |
| Pr (C_{p0}, 1 j) en mg P kg⁻¹ | 78 | 14 | 15 | 63 |
| Pr (0.1, 1 j) en mg P kg⁻¹ | 233 | 62 | 55 | 120 |

r^2 est la proportion de la variabilité expérimentale expliquée par le modèle ;

Pr (C_{p0} , 1 j) est la valeur de Pr avec C_p sans apport de P et en considérant une période de 1 j (1440 min) ;

Pr (0.1, 1 j) est la valeur de Pr avec C_p égale à 0.1 mg P L⁻¹ pour une période de 1 j (1440 min) ;

La description numérique des valeurs expérimentales de la quantité brute transférée en fonction de t et de C_p est obtenue en utilisant la fonction cinétique de Freundlich ($P_r = vC_p^w t^p$).

Les paramètres de cette description sont présentés dans le tableau IV.2 et soulignent le caractère hautement explicatif de la variabilité expérimentale par cette fonction. Ces résultats sont en concordance avec plusieurs études faites dans les sols cultivés (Morel *et al.*, 2000), sur des sols de prairie (Stroia *et al.*, 2006), sur des sédiments fluviaux (Némery *et al.*, 2004) confirmant ainsi le caractère universel de la modélisation en comparaison avec les deux approches précédentes.

Les quantités brutes (Pr) d'ions phosphates transférés à l'interface sol solution d'une suspension de 1g sol/10 ml solution en fonction de la durée du transfert et de la concentration (C_p) des ions phosphates en solution pour le dispositif d'Andranomanelatra, où il y a 4 traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2), sont présentées dans la Figure IV.6.

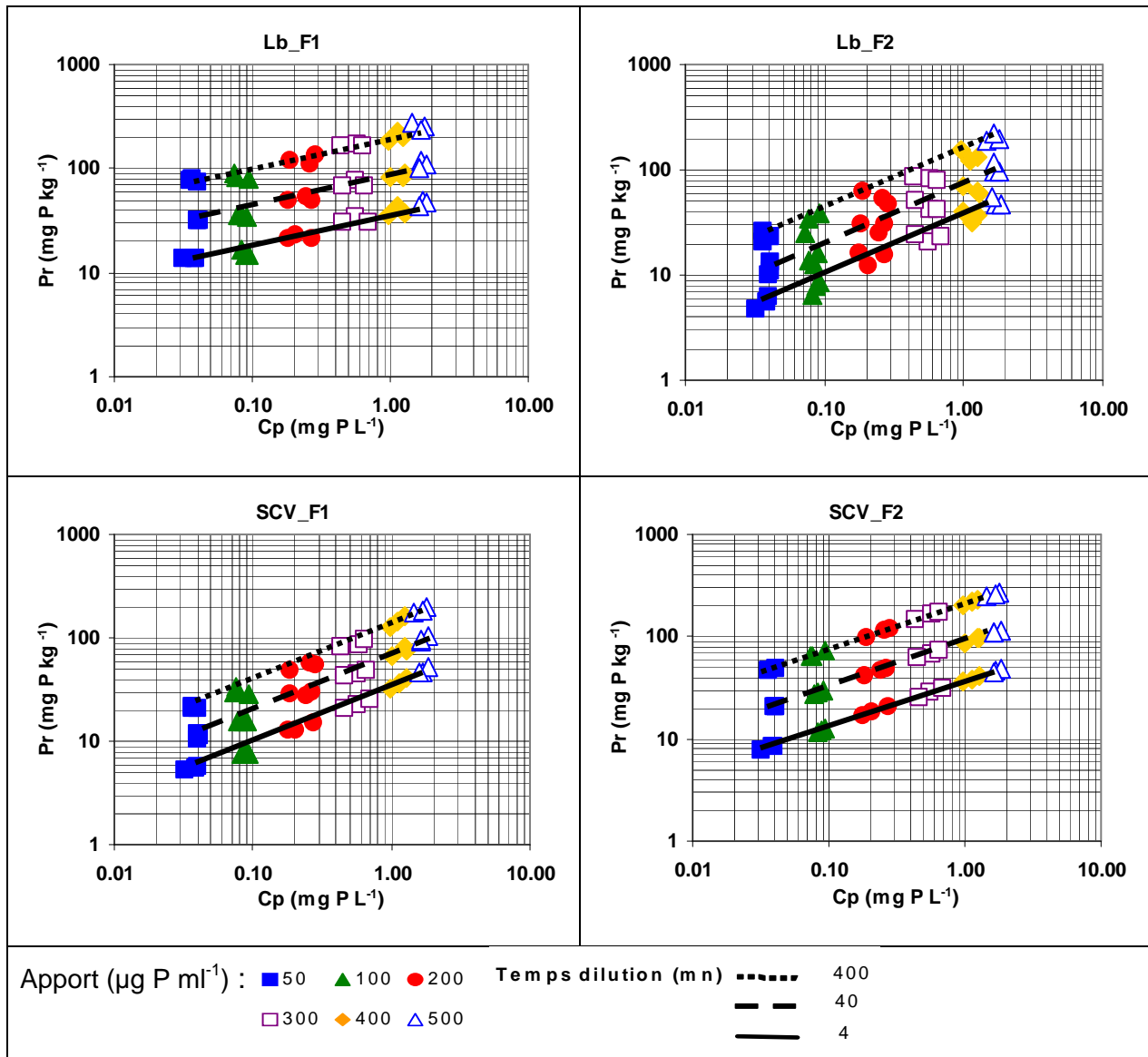


Figure IV.6 : Quantité brute (Pr) d'ions phosphates transférés entre le sol et la solution en fonction de la concentration (C_p) des ions P en solution et de la durée du transfert pour les quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 dans le dispositif d'Andranomanelatra

La dynamique de Pr en fonction de C_p et t est de forme identique pour tous les échantillons de terre et en accord avec d'autres résultats obtenus pour d'autres types de sols aux propriétés très différentes (Morel, 2002 ; Rabeharisoa, 2004). La valeur de Pr croît de manière continue mais de façon moins que proportionnelle avec la variable «temps (t)» et également avec la variable «concentration (C_p) des ions phosphates dans la solution».

Dans ce dispositif d'Andranomanelatra, la réactivité du sol vis-à-vis des ions phosphates est très variable selon les traitements.

Selon les études faites par Bravo et al. (2006) dans un Vertisol de l'Espagne méridionale, la comparaison de l'effet à long terme du système sous couvert végétal

par rapport au système conventionnel labour sur les formes de P et les propriétés de sorption dans l'horizon extérieur d'un Vertisol montre que le système sous couvert végétal affecte la concentration de P organique et inorganique. Ils ont pu montrer aussi que la concentration de P extrait par la méthode Olsen était sensiblement plus grande dans le système sous couvert végétal que dans le système labour, avec une valeur moyenne respective de 24 et 12 mg P kg⁻¹.

Les écarts dans la dynamique du transfert des ions phosphates entre les différents traitements pourraient être expliqués en mettant en relation toutes variables qui différencient un traitement aux autres.

3. Analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates diffusibles

Pour l'analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates entre traitements, déjà l'analyse statistique deux à deux des différents paramètres (v , w et p) a montré une différence significative ($P < 0.0001$) pour les quatre traitements (SCV_F2, SCV_F1, Lb_F2 et Lb_F1).

Cette différence montre que chaque traitement a un effet sur la dynamique de P_r , mais elle ne permet pas de différencier et de classer les traitements selon leur effet. Nous sommes donc obligés de prendre un traitement (Lb_F1 : pratique habituelle des paysans) comme référence en le comparant avec les autres (SCV_F2, SCV_F1 et Lb_F2).

Pour analyser ces écarts, la quantité brute des ions phosphates diffusibles a été calculée à l'aide des fonctions cinétiques ($P_r = vC_p^w t^p$) en considérant une gamme de valeurs de concentration, comprise entre [0.005 et 0.025 mg P L⁻¹] c'est-à-dire la fourchette des valeurs de concentrations de P dans ce dispositif d'Andranomanelatra et croisées avec plusieurs ordres de grandeur de durée du transfert : 1, 10, 100, 1000, 10000 et 100000 min (Figure IV.7).

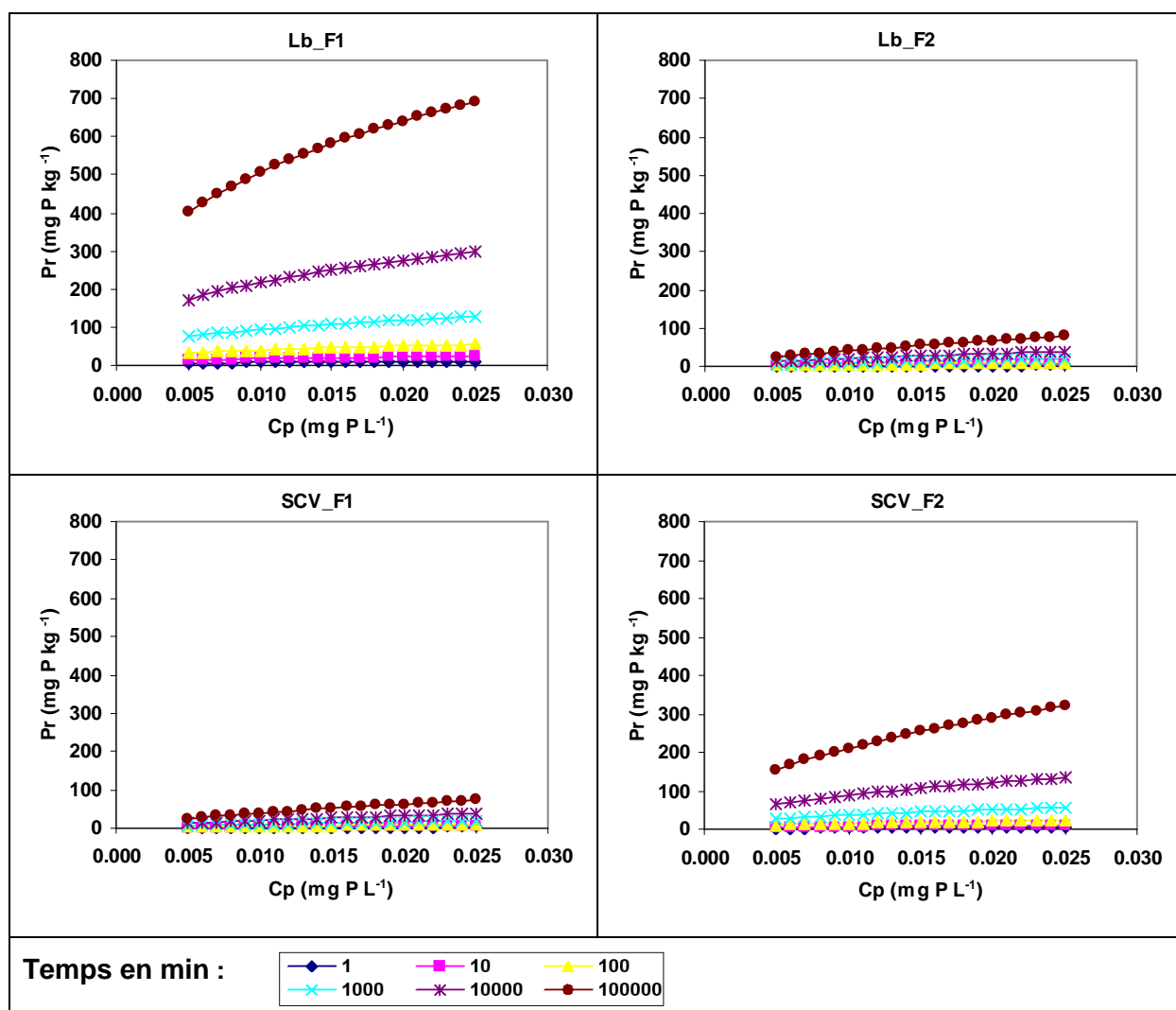
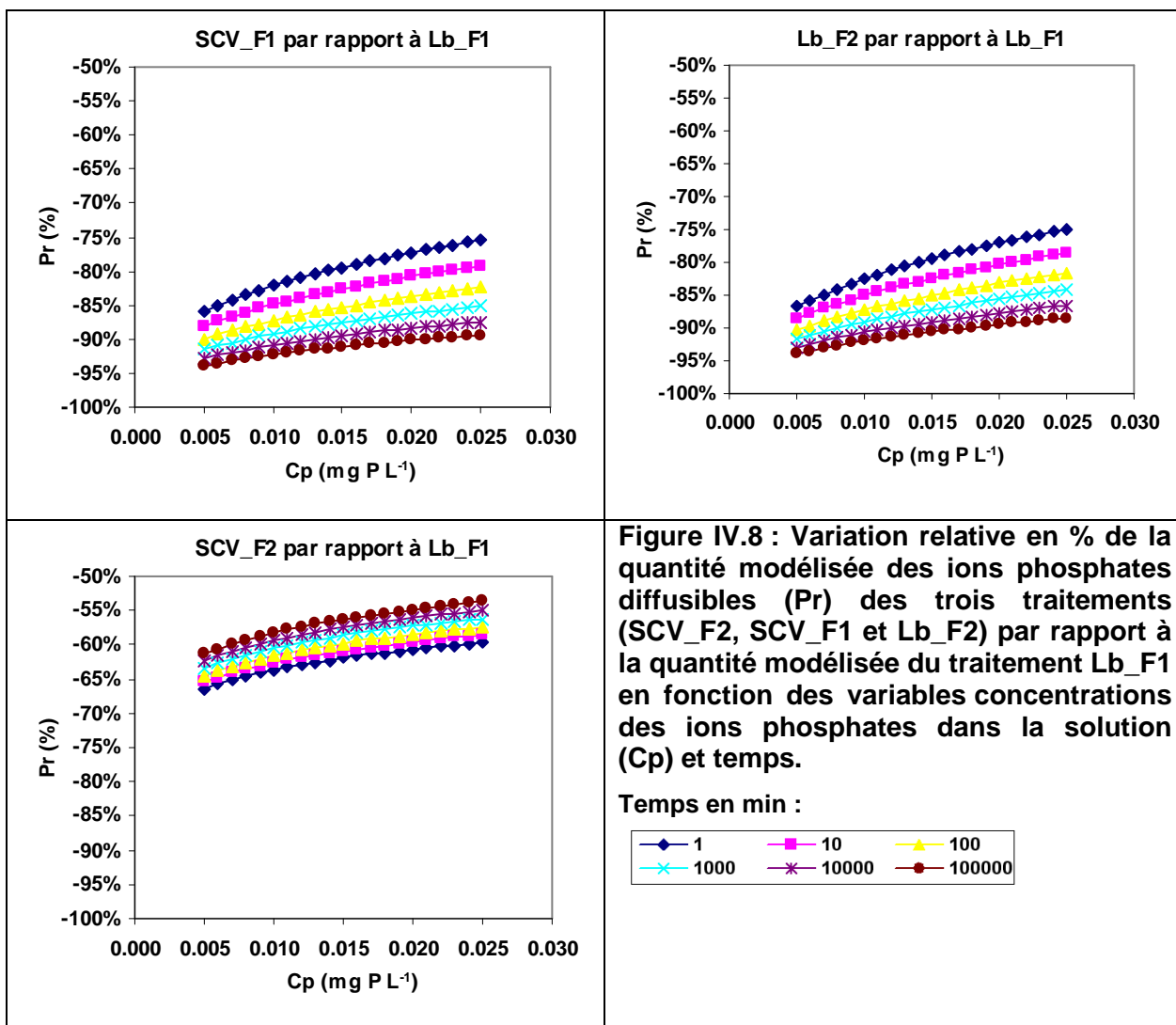


Figure IV.7 : Quantité brute des ions phosphates diffusibles (Pr) des quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) en fonction des variables « concentrations des ions phosphates dans la solution (C_p) » et « temps » (1, 10, 100, 1000, 10000, 100000 min)

Le critère $Pr\%$ (Figure IV.8), qui est un indicateur du comportement des autres traitements (SCV_F2, SCV_F1 et Lb_F2) par rapport au comportement du traitement Lb_F1, est calculé avec la relation suivante :

$$Pr\% = \frac{Pr \text{ (Traitement)} - Pr \text{ (Lb_F1)}}{Pr \text{ (Lb_F1)}} \times 100$$

Des valeurs positives de $Pr\%$ indiquent que l'intensité de la dynamique de Pr du traitement est supérieure par rapport à celle du Lb_F1. Par contre, des valeurs négatives de $Pr\%$ signalent que l'intensité de la dynamique de Pr du traitement est inférieure par rapport à celle du Lb_F1.



Les valeurs de Pr ont été calculées pour chaque traitement puis comparées à celles du traitement Lb_F1, exprimées en pourcent.

Les valeurs de Pr% sont toutes négatives quel que soit le traitement, ces valeurs négatives de Pr% expliquent que l'intensité de la dynamique des ions phosphates en Lb_F1 est plus forte par rapport aux trois autres traitements. Mais quand on regarde les valeurs de Pr% pour le traitement Lb_F2 et SCV_F1, on voit que ces deux traitements ont les mêmes comportements. Donc en comparant le Lb_F2 au Lb_F1, on peut dire que la fertilisation F2, c'est-à-dire l'apport des engrais minéraux et l'amendement calcique, a des effets sur la dynamique des ions phosphates diffusibles. Même chose pour la comparaison du SCV_F1 au Lb_F1, c'est la couverture végétale dans le système SCV qui est l'origine de cette diminution d'intensité de dynamique des ions phosphates diffusibles.

Quant au Pr% du traitement SCV_F2, la diminution de l'intensité de dynamique est un peu atténuée par rapport à celle des deux autres traitements (Lb_F2 et SCV_F1).

Dans la logique des choses, l'effet cumulé de SCV et F2 devrait diminuer largement l'intensité de la dynamique des ions phosphates en SCV_F2, alors qu'ici ce n'est pas le cas. Donc nous pouvons dire qu'il y a des effets antagonistes entre les deux variables, c'est-à-dire la fertilisation F2 et le système SCV.

On constate quand même que la variable Cp affecte la valeur de Pr% de l'ordre de quelques pourcents pour la gamme explorée surtout pour le temps un peu court. En effet, la valeur de Pr% varie de quelques pourcents entre les faibles et les hautes valeurs de Cp. Les valeurs de Cp pour les deux situations intermédiaires qui sont Lb_F2 et SCV_F1 sont de 0.013 et 0.015 mg L⁻¹ avec des Pr% variant entre 89 et 94% et 0.024 mg L⁻¹ pour SCV_F2 avec des Pr% de 54 à 61%.

L'effet de la variable t testé dans la gamme de concentration est plus accentué en traitement Lb_F2 et SCV_F1 et peut atteindre jusqu'au 10 à 15% après 100000 min.

Par contre pour le traitement SCV_F2 le Pr% est peu dépendant de la variable temps : les faisceaux de courbes sont proches et même quasiment superposés.

4. Relation entre la dynamique des ions phosphates diffusibles et les modifications de propriétés physico-chimiques du sol

La physico-chimie des sols argileux de type 1:1 de Madagascar est en relation avec la roche mère, toutefois les changements apportés (fertilisation, système de culture,...) dans ces sols pourraient modifier ces caractéristiques. Pour le dispositif d'Andranomanelatra, les propriétés physico-chimiques du sol sont différentes selon le traitement (Tableau IV.3). Cette différence est constatée pour l'aspect physique (granulométrie) que chimique (pH, CEC, Calcium, Aluminium,...) entre F1 et F2 et aussi entre SCV et labour.

Rappelons que les traitements « fertilisation » (F1 et F2) se différencient au niveau de F2 par l'apport des engrais minéraux et par l'apport de dolomie qui modifie le pH du sol, et le traitement « système de culture » (SCV et labour) est marqué par l'apport des matières organiques en SCV par le biais des couvertures végétales qui ont certainement des influences sur les propriétés physico-chimiques du sol.

Ainsi notre analyse et étude sur la relation entre la dynamique des ions phosphates diffusibles et les modifications des propriétés physico-chimiques du sol vont se reposer sur l'effet de la dolomie sur l'Al échangeable qui est la principale source d'acidification du milieu par la libération de H⁺ (bas pH), des matières organiques et par la suite, les autres constituants du sol.

Les réactions du sol vis-à-vis d'un élément dépendront des modifications de ses constituants. En effet, le transfert des ions phosphates à l'interface solide-solution

peut être contrôlé par plusieurs types de réactions physico-chimiques en relation avec les constituants du sol : des liaisons électrostatiques qui varient avec la charge électrique de la phase solide et celle des ions phosphates dans la solution ; des liaisons plus énergétiques engagées dans la formation de complexes avec des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium et également dans la formation de précipités.

Les caractéristiques physico-chimiques du sol d'Andranomanelatra sont présentées dans le Tableau IV.3 pour les quatre traitements.

4.1. L'effet du pH sur la réactivité de surface de sol :

Le pH est l'un des facteurs majeurs qui contrôle les propriétés des constituants à charge variable (Barrow, 1984). Le pH affecte la charge de surface par l'apport de protons H^+ pour l'adsorption sur les oxydes métalliques et la dissociation des groupes fonctionnels dans la matière organique du sol. La présence des charges est à l'origine de nombreuses propriétés des sols comme par exemple la capacité d'échange cationique (CEC) et anionique (CEA), les charges permanentes et variables, les points de charge nulle (PCN).

En élevant le pH du sol au-dessus de la valeur de PCN, la charge devient négative et la CEC augmente. Donc une augmentation du pH élève la charge négative nette, par contre, sa diminution élève plutôt la charge positive nette.

L'adsorption des ions phosphates diminue lorsque le pH de la solution augmente, donc lorsque la surface de l'oxyde devient de plus en plus électronégative (Geelhoed et al., 1997). La diminution de l'adsorption des ions phosphates en présence de petites molécules chargées négativement s'explique par leur adsorption sur les mêmes sites que ceux utilisés par les ions phosphates qui ont également des charges négatives, et par une diminution de la charge de surface de l'oxyde (Gaume, 2000 ; Geelhoed et al., 1997).

Pour ce dispositif d'Andranomanelatra, les valeurs de pH sont significativement différentes entre les traitements (pH=4.52 pour Lb_F1; pH=5.10 pour Lb_F2 ; pH=4.86 pour SCV_F1 et pH= 5.34 pour SCV_F2). L'écart de pH est expliqué par l'effet de l'amendement calcique par apport de dolomie en F2.

L'augmentation de pH pour le traitement F2 aussi bien en labour qu'en SCV donne la charge négative à la surface de sol. Cette charge négative conférée à la surface de sol, pour SCV_F2 et Lb_F2, est une des raisons pour expliquer la faible réactivité du sol vis-à-vis des ions phosphates qui sont chargés négativement.

Cela confirme l'analyse quantitative de la Figure IV.8 qui montre que, par rapport à la dynamique de Pr en Lb_F1, les valeurs de Pr% sont inférieures dans les 2 traitements Lb_F2 et SCV_F2.

4.2. L'effet de la matière organique sur la réactivité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates

La matière organique est la principale responsable de l'augmentation de la CEC avec le pH (Fallavier P., 1996). Cette augmentation est due à la déprotonation des radicaux organiques qui se comportent comme des acides faibles.

En effet, les substances humiques portent des groupes fonctionnels variés [hydroxyle –OH (alcoolique, phénolique), carboxyle –COOH, carbonyle C=O] qui leur confèrent le caractère d'acides faibles (pKa compris entre 4 et 6), capables de retenir des cations et anions par échange et par complexation.



Réaction caractérisée par une constante de dissociation :

$$K_a = \frac{[\text{RCOO}^-] * [\text{H}^+]}{[\text{RCOOH}]}$$

$$\text{pKa} = \text{pH} - \log (1-f)$$

où f est la fraction dissociée du groupe COOH.

La constante de dissociation pour les composés organiques doit augmenter avec f (Morrison & Boyd, 1973). Dans beaucoup de sols, entre 10 et 90 % des charges négatives totales proviennent des groupes fonctionnels des matières organiques.

La matière organique est donc chargée négativement dans cette gamme de pKa où l'équilibre de la réaction de dissociation en solution tend vers la formation de proton et de groupement organique COO⁻.

Cette charge négative donne une possibilité à la matière organique de former des complexes avec les cations comme l'aluminium et le fer. En effet, comme beaucoup d'ions métalliques, l'aluminium se fixe sur la matière organique où il est énergétiquement retenu sous forme complexe. L'aluminium adsorbé sur les sites d'échange de la matière organique possède des propriétés intermédiaires entre l'aluminium acide non échangeable et l'aluminium échangeable. Evans et Kamprath (1970) ont en effet remarqué que les ions aluminium passaient mal dans la solution du sol tant que le complexe d'échange des sols fortement organiques n'était pas saturé à plus de 60% par l'aluminium. A pH égal, Duchaufour et Souchier (1980) constatent que le complexe absorbant des sols organiques contient proportionnellement moins d'aluminium échangeable que celui des sols minéraux.

Lors des réactions d'adsorption du phosphore dans les sols minéraux, les composés organiques de nature anionique appelés ligands entrent en compétition avec l'anion phosphate. Les acides carboxyliques, comme les acides oxaliques, tartriques, maloniques, citriques et maliques, se lient au Fe et à l'Al, favorisant la mise en solution du phosphore. Donc dans des sols où la matière organique est importante, les ions phosphates ne sont pas complexés par l'Al échangeable du sol.

Dans un sol acide cultivé en pomme de terre et riche en MO (20 %) incubé pendant six semaines en laboratoire (23°C) par Khiari et Parent (2005), le P de l'engrais se répartissait comme suit : P organique (11 %), P faiblement lié (34 %), et P lié à l'aluminium (35 %) ou au fer (16 %). Un enrichissement du sol en matière organique augmentait la contribution du P organique à la dynamique du P. La proportion du phosphate monoammoniacal (MAP) immobilisée sous forme de P était de 2,4 % dans les sols contenant 4-5 % MO et ne recevant pas de lisier de porc déshydraté, et de 11,4 % dans le sol riche en MO (20 %) et enrichi de lisier de porc déshydraté. De façon correspondante, les proportions de P facilement relâché montaient à 22 % et 72 % du P-MAP, respectivement. Donc, l'immobilisation microbienne du P de l'engrais dans le sol était présente, mais l'effet de l'ajout de MO sur la solubilité du P de l'engrais dans le sol était dominant dans ces sols minéraux acides réputés fixateurs des phosphates ajoutés.

Pour le dispositif d'Andranomanelatra, le taux de matière organique dans le sol est plus élevé dans le système SCV par rapport au labour : 68.6 g kg⁻¹ pour SCV_F1 contre 54.1 g kg⁻¹ pour Lb_F1 et 65.4 g kg⁻¹ pour SCV_F2 contre 53.8 g kg⁻¹ pour Lb_F2. Donc avec le système SCV on a beaucoup plus de charge négative qui explique la faible réactivité du sol vis-à-vis des ions phosphates qui sont considérés comme concurrents à cause de leurs charges négatives.

Cela confirme l'analyse quantitative de la Figure IV.8 qui montre que, par rapport à la dynamique de Pr en Lb_F1, les valeurs de Pr% sont inférieures dans les 2 traitements SCV_F1 et SCV_F2.

4.3. Les autres constituants du sol face aux ions phosphates

Les constituants des sols argileux déterminent la réactivité de la phase solide du sol qui contrôle le transfert des solutés à l'interface solide-solution (Rabearisoa, 2004). Les constituants des sols ferrallitiques sont composés des constituants minéraux comme des minéraux argileux, des oxyhydroxydes d'aluminium et des oxyhydroxydes de fer et des composés organiques.

Les principaux constituants des sols ferralitiques ont une charge électrique variable, sauf pour l'argile de type kaolinite qui possède simultanément les deux types de charge, permanente et variable.

Pour le constituant « minéraux argileux », on l'estime dans la texture du sol. Selon Boyer en 1982, la texture des sols ferralitiques est généralement de type sableuse, sablo-argileuse, argilo-sableuse ou argileuse. Dans les sols argileux de type 1:1 de Madagascar, on trouve principalement la kaolinite ($\text{Si}_2\text{O}_5\text{Al}_2(\text{OH})_4$). Pour le dispositif d'Andranomanelatra, l'analyse granulométrique confirme que les sols ont une texture plutôt argilo-limoneuse (Tableau IV.3).

Quant aux oxyhydroxydes de fer qui sont principalement sous forme de goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) et oxyhydroxydes sous forme d'aluminium gibbsite ($\alpha\text{-Al}(\text{OH})_3$), ils sont obtenus par la dégradation ultime des particules fines colloïdales qui possèdent une grande surface spécifique et une forte réactivité due à leur très petite taille et leurs propriétés de dispersion ou de floculation (Bolan et al., 1999). Ces propriétés favorisent les interactions entre les phases solides et la solution. Les oxyhydroxydes d'aluminium sont généralement présents en quantité élevée dans les sols ferralitiques. D'ailleurs, la réaction de ces constituants du sol avec les ions phosphates est fonction de leur teneur.

Par rapport au niveau de fertilisation, c'est le sol avec F1 qui a une teneur en particules fines (argile et limon), et tout particulièrement en argile, plus élevée (Tableau IV.3) que ce soit dans le système SCV ou labour. Ce qui permet au sol où il n'y avait que du traitement F1 d'être plus réactif vis-à-vis des ions phosphates.

Avec l'extraction à l'oxalate d'ammonium qui caractérise la fraction réactive des oxyhydroxydes de fer et d'aluminium (Singh and Gilkes, 1991; Dubus and Becquer, 2001; Nwoke *et al.*, 2003; Börling *et al.*, 2004), on trouve qu'il y a beaucoup plus d'aluminium et de fer en F1 qu'en F2 aussi bien dans le système labour que SCV.

La surface spécifique du sol en F1 est donc plus grande que celle du sol en F2 avec une densité de sites réactionnels potentiellement plus élevée. Ces résultats nous permettent de dire donc que la réactivité du sol vis-à-vis des ions phosphates est plus élevée en F1 par rapport à F2.

Tableau IV.3 : Caractéristiques physico-chimiques du sol d'Andranomanelatra sur la profondeur de labour (0-20 cm) pour les quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2)

| | | Lb_F1 | Lb_F2 | SCV_F1 | SCV_F2 |
|--|-----------------------------|-------|-------|--------|--------|
| Humidité à 105°C Sol | | | | | |
| ▪ Humidité | g kg⁻¹ | 23.2 | 22.3 | 24 | 24.3 |
| pH | | | | | |
| ▪ pH Eau sol | - | 4.52 | 5.10 | 4.86 | 5.34 |
| ▪ pH KCl N | - | 4.20 | 4.48 | 4.23 | 4.58 |
| Granulométrie | | | | | |
| ▪ Argile (< 2 µm) | g kg⁻¹ | 535 | 458 | 607 | 582 |
| ▪ Limons fins (2-20 µm) | g kg⁻¹ | 223 | 245 | 187 | 224 |
| ▪ Limons grossiers (20-50 µm) | g kg⁻¹ | 65 | 100 | 57 | 49 |
| ▪ Sables fins (50-200 µm) | g kg⁻¹ | 88 | 85 | 60 | 53 |
| ▪ Sables grossiers (200-2000 µm) | g kg⁻¹ | 89 | 112 | 89 | 92 |
| Carbone (C) Organique-Azote (N) Total du sol | | | | | |
| ▪ Carbone (C) organique | g kg⁻¹ | 31.3 | 31.1 | 39.7 | 37.8 |
| ▪ Azote (N) total | g kg⁻¹ | 2.22 | 2.27 | 2.92 | 2.8 |
| ▪ C/N | - | 14.1 | 13.7 | 13.6 | 13.5 |
| ▪ Matière organique | g kg⁻¹ | 54.1 | 53.8 | 68.6 | 65.4 |
| CEC, Proton (H⁺) Cobaltihexamine | | | | | |
| ▪ CEC cobaltihexamine | cmol kg⁻¹ | 4.24 | 4.88 | 5.49 | 6.18 |
| ▪ Protons (H ⁺) | cmol kg⁻¹ | 0.48 | 0.48 | 0.52 | 0.40 |
| Ca, Mg, Na, K, Fe, Min, Al à la Cobaltihexamine | | | | | |
| ▪ Calcium (Ca) | cmol kg⁻¹ | 0.32 | 1.50 | 1.33 | 3.20 |
| ▪ Magnésium (Mg) | cmol kg⁻¹ | 0.13 | 1.03 | 0.63 | 2.01 |
| ▪ Sodium (Na) | cmol kg⁻¹ | 0.011 | 0.009 | 0.017 | 0.014 |
| ▪ Potassium (K) | cmol kg⁻¹ | 0.099 | 0.206 | 0.242 | 0.415 |
| ▪ Fer (Fe) | cmol kg⁻¹ | 0.019 | 0.022 | 0.020 | 0.019 |
| ▪ Manganèse (Min) | cmol kg⁻¹ | 0.112 | 0.106 | 0.139 | 0.107 |
| ▪ Aluminium (Al) | cmol kg⁻¹ | 2.30 | 0.95 | 1.81 | 0.59 |
| Si, Al, Fe TAMM en obscurité | | | | | |
| ▪ Silicium (Si) | g 100g⁻¹ | 0.12 | 0.12 | 0.13 | 0.12 |
| ▪ Aluminium (Al) | g 100g⁻¹ | 1.26 | 1.18 | 1.19 | 1.09 |
| ▪ Fer (Fe) | g 100g⁻¹ | 0.38 | 0.37 | 0.39 | 0.36 |
| Si, Al, Fe MEHRA-JACKSON | | | | | |
| ▪ Silicium (Si) | g 100g⁻¹ | 0.13 | 0.12 | 0.14 | 0.13 |
| ▪ Aluminium (Al) | g 100g⁻¹ | 1.59 | 1.48 | 1.47 | 1.40 |
| ▪ Fer (Fe) | g 100g⁻¹ | 5.04 | 4.84 | 4.62 | 4.65 |
| Phosphore (P₂O₅) Total HF Sol | | | | | |
| ▪ Phosphore (P ₂ O ₅) | g 100g⁻¹ | 0.138 | 0.153 | 0.150 | 0.177 |

CONCLUSION

La dynamique des ions phosphates dans le sol a été étudiée à partir du flux des ions phosphates diffusibles entre la phase solide et la solution du sol décrit par la fonction cinétique de Freundlich ($Pr = vCp^w t^p$). La réactivité du sol vis-à-vis de ces ions phosphates est très variable selon les traitements. La différence de comportement du sol en fonction des traitements n'était pas facile à expliquer du fait que les paramètres de cette fonction étaient significativement différents des uns aux autres.

En se référant au Lb_F1 qui est un traitement habituellement pratiqué par les paysans, on a pu trouver que l'intensité de la dynamique des ions phosphates en Lb_F1 est plus forte par rapport aux autres traitements, c'est-à-dire Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2.

L'analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates diffusibles et l'étude des relations entre cette dynamique et les modifications des propriétés physico-chimiques du sol dues aux traitements permettent de faire les conclusions suivantes:

- La comparaison de la dynamique des ions phosphates dans le sol entre le traitement Lb_F1 et celui de Lb_F2 montre que l'apport en plus des engrais minéraux et des dolomies en F2 a des effets négatifs sur la dynamique des ions phosphates. Le sol avec le traitement F2 est devenu moins réactif par rapport au sol en F1. Ce phénomène a été expliqué par les modifications des propriétés chimiques des constituants du sol. Ces modifications concernent surtout les charges électriques de la phase solide du sol suite à la forte réduction de l'Al échangeable entraînant l'augmentation de pH.
- En comparant la dynamique des ions phosphates dans le sol entre Lb_F1 et SCV_F1, nous avons trouvé également une faible réactivité de sol en SCV_F1 par rapport au Lb_F1. Cela a été expliqué par l'effet des matières organiques apportées par le SCV. Les charges négatives de ces matières organiques rendent le sol moins réactif vis-à-vis des ions phosphates qui sont également chargés négativement.
- Par rapport au SCV_F2, la diminution de l'intensité de la dynamique est atténuée, contrairement à ce qui devrait se produire dû à l'effet cumulé des matières organiques dans le SCV et celui du pH par l'apport de dolomie en F2. L'antagonisme entre ces deux facteurs favorise la réaction des ions phosphates avec le sol.

Chapitre V :
EVALUATION DE LA BIODISPONIBILITE DU
PHOSPHORE DANS LE SOL ET SON EVOLUTION

INTRODUCTION

L'importance du phosphore dans la fertilisation des cultures peut être estimée à partir de son effet sur le rendement de la plante qui peut se manifester par le développement des organes de la plante.

A part la quantité de phosphore obtenue par l'apport des engrais phosphatés dans le sol, la quantité présente dans le sol est une conséquence directe de la richesse de la roche mère. Mais la connaissance de cette quantité ne donne qu'une indication très imparfaite sur l'aptitude du sol à fournir du phosphore aux végétaux et à satisfaire leurs exigences.

Les prélèvements de phosphore par les plantes entraînent un épuisement des formes solubles. Au fur et à mesure des nouveaux prélèvements, les formes de phosphore qui sont sollicitées pour reconstituer le stock de phosphore dissous sont de moins en moins mobiles, car elles sont de plus en plus énergiquement retenues par le pouvoir fixateur du sol.

A la notion de réserve globale de phosphore, il faut donc substituer celle de quantité nécessaire au maintien de la concentration de la solution du sol en phosphore pour permettre l'alimentation des végétaux.

La recommandation en matière de fertilisation phosphatée impose une compréhension préalable des mécanismes impliqués dans la disponibilité des éléments minéraux, leur mobilité, leur accessibilité physique et chimique et leur biodisponibilité pour les organismes vivants

Relier entre eux les besoins des plantes en phosphore et les quantités de cet élément extraites du sol par une technique analytique donnée s'est révélé une entreprise difficile. Alors qu'une connaissance adéquate du P de sol biodisponible des sols acides de tropique fortement érodés est une condition préalable à leur exploitation soutenue pour la production alimentaire.

Le concept de biodisponibilité est largement utilisé. Cependant, il est rarement rigoureusement défini et il est souvent utilisé en lieu et place de disponibilité chimique. Des efforts de définition émanent notamment du domaine des sciences de l'environnement et de l'écotoxicologie.

Quant à la biodisponibilité d'un élément minéral dans le sol, elle fait appel à une composante physico-chimique et à une composante biologique (Hinsinger et al., 2004). La composante physico-chimique correspond à la disponibilité qui résulte de la mobilité physique (distribution spatiale, accessibilité,...) et de la mobilité chimique (spéciation, réactivité,...) de l'élément considéré. La composante biologique est propre à la nature et aux actions de l'organisme vivant considéré. La biodisponibilité

varie suivant l'organisme considéré, elle est donc déterminée par l'aptitude de l'organisme vivant considéré à absorber cet élément mais aussi par son aptitude à modifier sa mobilité physique et chimique.

La biodisponibilité doit donc intégrer les interactions complexes entre le sol et l'organisme vivant considéré et ne peut se réduire à une estimation de la seule disponibilité chimique évaluée par les méthodes d'analyse de terre conventionnelles.

Selon Hinsinger *et al.*, 2004, le phosphore biodisponible désigne la fraction du phosphore total susceptible d'être absorbé par les racines des végétaux.

L'évaluation quantitative de la fraction biodisponible du P du sol dans le système sol-plante dans les conditions du champ est délicate et relativement complexe. La complexité de ces systèmes est grande par la multiplicité et la diversité des formes de P, la diversité et l'interactivité des mécanismes impliqués dans la régulation du transfert des ions P entre le sol et la solution puis entre la solution et la racine. Aucune méthode n'est en mesure de fournir précisément pour tous les types de sols la quantité totale de phosphore pouvant être libérée pendant la durée de croissance d'une culture et la vitesse de libération de ce phosphore (Frossard *et al.*, 2004). Pour les analyses de routine, on recourt à des extractions chimiques du phosphore du sol. Ces approches permettent de séparer le phosphore du sol en deux pools, l'un extractible et l'autre non extractible, la proportion de phosphore présent dans ces deux pools dépendant de l'agressivité de l'agent chimique utilisé et non de sa disponibilité réelle. Par contre, la méthode dite des cinétiques d'échanges isotopiques (Fardeau J.C, 1981 et 1996 ; Fardeau *et al.*, 1996 ; Frossard *et al.*, 1997), utilisée dans le domaine de la recherche, donne dans de nombreux cas une information relativement fiable sur la concentration en phosphore de la solution du sol, l'aptitude du sol à tamponner les variations de teneur en phosphore dans la solution du sol (pouvoir tampon) et la quantité de phosphore pouvant arriver dans la solution pendant une période inférieure à trois mois. En effet, dans le contexte des sols cultivés pendant des décennies sous grandes cultures, nombre de travaux (Fardeau *et Jappé*, 1976; Frossard *et al.*, 1994, Morel *et Plenchette*, 1994) ont montré que la quantité de phosphore biodisponible du sol peut être assimilée à la somme de la quantité d'ions phosphates dans la solution et de la quantité d'ions phosphates diffusibles, c'est-à-dire susceptible de réapprovisionner la solution sous l'effet du gradient de concentration, créé par l'absorption par les racines des ions phosphates dissous. La différence de concentration entre la surface de la racine, la solution du sol et la phase solide est le moteur d'un transfert d'ions phosphates

depuis les zones les plus concentrées (phase solide du sol) vers les moins concentrées (solution et surface de la racine).

Cette approche constitue un nouveau cadre théorique pour raisonner la fertilisation phosphatée en prenant en considération le fonctionnement du système sol-plante et les différents flux d'entrée et de sorties de phosphore à l'échelle de l'écosystème. La quantité de phosphore évaluée par cette méthode est ensuite convertie en vue du conseil de fumure en une appréciation du niveau d'approvisionnement tenant compte de quelques propriétés du sol (texture, taux d'humus, ...). Cette base de connaissance a donc été utilisée pour étudier et analyser la biodisponibilité du phosphore dans le dispositif d'Andranomanelatra.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier la capacité d'expériences de laboratoire réalisées sur des suspensions de sol à prévoir les évolutions à long terme de la quantité de phosphore biodisponible dans le sol sous l'effet des différents traitements.

Dans ce chapitre, nous développerons les différents points suivants :

- i. l'évaluation de la biodisponibilité du phosphore dans le dispositif expérimental d'Andranomanelatra. Cette biodisponibilité a été évaluée par la quantité d'ions phosphates dissous et la dynamique associée de la quantité d'ions phosphates diffusibles ;
- ii. la modélisation de l'évolution temporelle de la biodisponibilité de phosphore dans les conditions du champ. Ce modèle est basé sur une fonction mathématique paramétrée dans les conditions du laboratoire ;
- iii. le suivi pluriannuel de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol en fonction des différents traitements ;
- iv. la validation du modèle.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. Détermination de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol

La concentration des ions phosphates dans la solution de sol (C_p , mg P L⁻¹) était déterminée dans une suspension de sol (1g : 10ml) pour tous les échantillons de sol disponibles, faisant un total de 36 échantillons pour le dispositif d'Andranomanelatra (3 ans de campagne : 2003, 2006 et 2007 ; 4 traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 et 3 blocs : a, b et c). L'analyse au laboratoire a été faite systématiquement en 3 répétitions pour chaque échantillon de sol. Pendant l'agitation en 16 heures de la suspension de sol, on y met d'un biocide (Micro-O-Protect ou Toluène) pour éviter

le développement des activités microbiennes. Les ions phosphates dans la solution de sol ont été dosé selon la méthode colorimétrique de vert de malachite (van Veldhoven et Mannaerts, 1987). Le dosage se fait avec un spectrophotomètre à la longueur d'onde de 610 nanomètre en utilisant une cuve de chemin optique de longueur de 10cm.

2. Détermination des ions phosphates diffusibles

La quantité des ions phosphates diffusibles (Pr) a été déterminée par une approche expérimentale qui est le couplage des expériences de sorption-désorption et de l'utilisation du traçage isotopique des ions phosphates dissous et à l'analyse de leur dilution isotopique dans les suspensions de sol à l'état stationnaire. Cette approche a été utilisée pour paramétrer la fonction décrivant cette dynamique du P en fonction du temps (t en min) et de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol (Cp en mg P L⁻¹). Les valeurs de Pr (mg P kg⁻¹) ont été donc décrites en fonction du Cp (mg P L⁻¹) et du t (min) en utilisant l'équation cinétique de Freundlich (Barrow, 1979 ; Chardon et Blaauw, 1998 ; Morel et al., 2000) :

$$Pr = vCp^wt^p \quad [1]$$

Où

v est la valeur de Pr pour t = 1 minute et Cp = 1 mg P L⁻¹ ;

w décrit l'augmentation non linéaire de Pr avec le Cp ;

p donne l'augmentation non linéaire de Pr avec le temps.

En raison des réactions lentes qui durent des semaines et des mois, il n'est pas possible de déterminer expérimentalement la valeur limite du Pr. Nous supposons habituellement que la valeur asymptotique de Pr avec des périodes de plus en plus longues est inférieure au contenu du P minéral dans le sol.

Les valeurs de ces trois paramètres pour chaque traitement ont été obtenues par une analyse statistique avec le logiciel SAS.

La dynamique des ions phosphates a été mesurée sur les échantillons de sol prélevés en 2003 sur les 4 traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) et les 3 blocs (a, b et c).

3. Evaluation de phosphore biodisponible

3.1 Par une approche basée sur l'extraction chimique (P Olsen)

Avec cette approche, le phosphore biodisponible est évalué par le phosphore extrait avec des réactifs chimiques. Pour le sol étudié, la méthode Olsen a été utilisée :

Principe :

Le phosphore est extrait par agitation avec une solution de bicarbonate de sodium à pH=8,5. La solution alcaline de bicarbonate de sodium peut abaisser la concentration des ions calcium par précipitation sous forme de carbonate de calcium et celle des ions aluminium et ferriques par précipitation sous forme d'hydroxydes. La concentration des ions phosphates augmente en conséquence et le phosphore « assimilable » ou biodisponible peut être extrait de l'échantillon de terre.

Réactifs :

- Agent d'extraction : solution de bicarbonate de sodium (NaHCO_3) 0,5M. Porter le pH de cette solution à 8,5 par addition de NaOH à 1M.
- Charbon actif

Mode opératoire :

- Peser 1g de terre, mettre dans un tube de 25 ml et ajouter 20 ml de la solution d'extraction avec 1 cuillerée à thé de charbon actif.
- Agiter pendant 30mn dans les conditions de laboratoire à 20°C.
- Filtrer la suspension de terre sur papier Whatman n°40.
- Prendre 1 ml de la solution pour le dosage par colorimétrie (voir 3.1.5 du chapitre 3)

3.2 Par une approche basée sur le mécanisme de diffusion

Les travaux de recherche conduits dans le contexte des sols cultivés depuis plusieurs décennies sous grande culture ont montré que la fraction biodisponible du phosphore du sol peut être assimilée à la quantité d'ions phosphates dissous et diffusibles (Morel, 2002). En effet, dans le système sol-plante les ions phosphates prélevés par les racines proviennent des ions phosphates dans la solution du sol qui est approvisionnée par la phase solide du sol suite à l'existence d'un gradient de concentration créée par ce prélèvement des racines. La fraction biodisponible de phosphore est donc l'ensemble des ions phosphates susceptibles d'être prélevés par les racines des plantes.

La quantité de P biodisponible (E) a été évaluée comme la somme des ions phosphates dissous (P_w) et des ions phosphates diffusibles (P_r) au cours d'expériences de laboratoire :

$$E = P_w + P_r \quad [2]$$

avec,

$$P_w = C_p \cdot 10 \quad [3] \quad \text{et} \quad P_r = v C_p^{w_t^p} \quad [4]$$

4. Détermination du bilan de phosphore

Le bilan de P dans le sol a été considéré comme un des facteurs influençant l'évolution de la biodisponibilité de phosphore. Sa détermination a été faite dans les conditions où l'écoulement, l'érosion et l'infiltration peuvent être raisonnablement considérés comme des flux négligeables pour les expériences sur le terrain. Ainsi, le bilan annuel de P a été calculé pour toutes les parcelles de terrain sur la différence entre la quantité de P apporté annuellement (Intrants) et la somme de P qui sort de la parcelle (exportation par récolte) chaque année. Puis, le bilan cumulé de P au cours de la période de l'expérience a été calculé en additionnant les valeurs de P annuel calculées pendant chaque année successive depuis le début de l'expérience.

5. Modélisation de l'évolution de la biodisponibilité de phosphore

La construction d'un modèle décrivant la biodisponibilité du P dans le sol, ses variations en fonction des entrées et sorties de P nous permet de prévoir l'évolution de la biodisponibilité du P dans le temps et par conséquent de raisonner les niveaux souhaitables (valeurs seuils) des fertilisants à apporter en fonction des types de sol et des pratiques culturales.

Pour décrire cette évolution temporelle du P biodisponible, nous avons appliqué le principe de conservation de la masse de P à une masse donnée de sol. En supposant que le P de chaque terme du bilan des entrées (E) et des sorties (S) de P du système est biodisponible, la variation ($\Delta(E-S)$) est à l'origine d'une variation identique de la quantité de P biodisponible au sein du système sur la même période. Etant donnée que la quantité de P biodisponible est obtenue par la somme des quantités des ions P dissous et diffusibles du sol sur la période d'études, le principe de conservation de masse de P nous permet d'écrire l'équation suivante :

$$E_i + B = E_f, \text{ soit } P_{w_i} + P_{r_i} + B = P_{w_f} + P_{r_f} \quad [5]$$

où

P_{w_i} et P_{w_f} (mg P kg^{-1}) sont les quantités initiales et finales d'ions phosphates dans la solution de sol, avec $P_{w_i} = C_{p_i} \cdot (V/M)$ et $P_{w_f} = C_{p_f} \cdot (V/M)$ dans lesquels le rapport du volume sur masse (V/M) est égal à 10 ;

P_{r_i} et P_{r_f} , (mg P kg^{-1}) sont les ions phosphates diffusibles du sol avec $P_{r_i} = v C_{p_i}^{w_t^p}$ et $P_{r_f} = v C_{p_f}^{w_t^p}$ et le C_{p_i} et C_{p_f} sont respectivement les ions phosphates dissous dans la solution de sol à l'état initial et final ;

P_w et P_r en mg P kg^{-1} sont transformés en kg P ha^{-1} en tenant compte la densité apparente du sol et le volume de masse de terre sur une couche de sol de 20 cm.
 B est le bilan de P dans la couche de sol cultivé. La valeur de ce bilan pourrait être positive ou négative.

Notre équation peut donc être présentée comme suit :

$$C_{p_i}^*(V/M) + vC_{p_i}^w t^p + B = C_{p_f}^*(V/M) + vC_{p_f}^w t^p \quad [6]$$

Dans cette équation en faisant varier le bilan, le seul inconnu est la concentration des ions phosphates à l'état final (C_{p_f}).

La détermination de C_{p_f} a été faite en prenant le C_{p_f} de la campagne précédente comme C_{p_i} de la campagne en cours ainsi que le bilan en P en fin de campagne.
 Pour la simulation de l'évolution de cette C_p , C_{p_f} a été déterminée par itération de l'équation en faisant varier les valeurs de B (-50, -10, -1, 0, 1, 10, 50 kg P ha^{-1}).

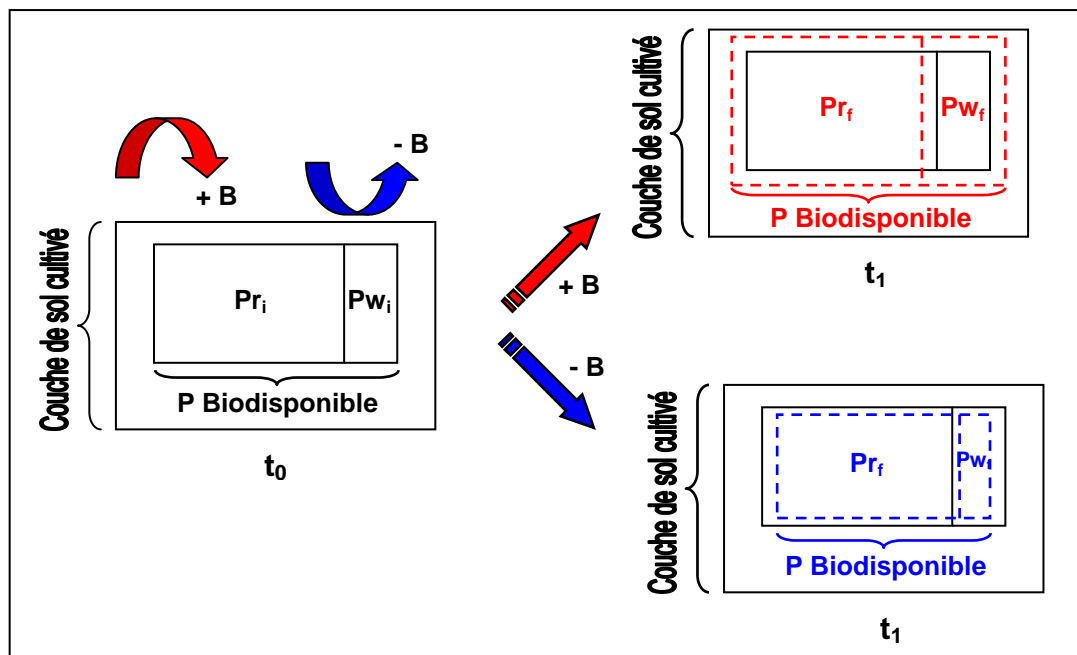


Figure V.1 : Schéma montrant l'évolution de la biodisponibilité du phosphore selon le modèle basé sur le principe de conservation de masse de P dans une masse de sol donné. t_0 est l'état initial de la biodisponibilité de P et t_1 est l'état final après une addition ou un prélèvement d'une certaine quantité de P (+ B ou - B).

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

1. Evaluation du phosphore biodisponible pour les différents systèmes de culture

Deux approches ont été mises en œuvre. L'une, la méthode Olsen, consiste à extraire le phosphore au moyen d'une solution chimique. La seconde consiste à prendre en considération la contribution d'un mécanisme dans le réapprovisionnement de la solution en ions phosphates en calibrant la dynamique des ions phosphates diffusibles à l'interface solide-solution.

1.1. Stock de phosphore extrait par la méthode Olsen

Le stock de phosphore extrait par la méthode Olsen dans la couche 0-20 cm de sol est présenté dans le Tableau V.1.

Tableau V.1 : Stock de P extrait par la méthode Olsen (exprimé en kg P ha⁻¹) dans le sol pour les trois répétitions et les quatre traitements du dispositif d'Andranomanelatra (année 2003)

| | SCV_F1 | SCV_F2 | Lb_F1 | Lb_F2 |
|-------------------|-----------------------|------------|------------|------------|
| | kg P ha ⁻¹ | | | |
| Bloc a | 5,7 | 7,7 | 5,0 | 10,4 |
| Bloc b | 9,8 | 7,1 | 8,0 | 9,7 |
| Bloc c | 5,7 | 6,4 | 7,5 | 9,1 |
| Moyenne | 7,0 | 7,2 | 6,8 | 9,7 |
| Ecart type | 2,4 | 0,7 | 1,6 | 0,7 |

Statistiquement pour les quatre traitements, au seuil de 5% la différence n'est pas significative. Cette méthode ne permet pas donc de voir l'effet du traitement sur la biodisponibilité du phosphore dans le sol. Elle n'arrive pas à différencier le P biodisponible dans le système SCV

Ces résultats permettent d'obtenir seulement des indicateurs simples et rapides du P biodisponible des sols pour les plantes.

1.2. Stocks des ions phosphates dissous et diffusibles à l'interface solide-solution du sol

Le phosphore biodisponible (E) a été évalué par la somme de la quantité des ions phosphates dissous et la quantité des ions phosphates diffusibles à l'interface solide-solution du sol. Ces dernières ont été calculées à l'aide de l'équation [2], en supposant qu'elle était valide dans les sols étudiés. Les paramètres de l'équation 2 sont présentés dans le chapitre précédent (voir Tableau IV.2). On a considéré trois pas de temps, une semaine, un mois et un an. Le stock de P minéral est également présenté puisque faute de pouvoir déterminer expérimentalement le stock d'ions phosphate diffusibles, par principe seul le phosphate minéral du sol est susceptible de participer à la dilution isotopique des ions phosphate radioactifs présents dans la solution (l'activité microbienne dans les suspensions de terre est inhibée pendant les études de sorption-désorption et d'analyse par dilution isotopique).

Ces valeurs sont données dans le Tableau V.2, pour les quatre traitements et pour les trois répétitions.

Tableau V.2 : Concentration (Cp) des ions P dissous, des paramètres (v,w,p) de la fonction cinétique de Freundlich (Tableau IV.2), densité apparente (Da), des stocks des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution calculés en considérant une semaine, un mois et un an, et des stock de P inorganique et de P total pour les trois répétitions et les quatre traitements du dispositif d'Andranomanelatra (échantillons prélevé en 2003).

| Traitement | bloc | Cp | v | w | p | Pr _{1semaine} | Pr _{1mois} | Pr _{1an} | Da ^a | E _{1semaine} | E _{1mois} | E _{1an} | P _{inorganique} ^b | E _{1an} | Ptotal |
|---------------|----------|--------|------|-------|-------|------------------------|---------------------|-------------------|-----------------|-----------------------|--------------------|------------------|---------------------------------------|------------------|---------|
| | | µg P/L | | | | mg P/kg | mg P/kg | mg P/kg | | Kg P/ha | Kg P/ha | Kg P/ha | Kg P/ha | Kg P/ha | Kg P/ha |
| Lb_F1 | a | 4,5 | 35,3 | 0,339 | 0,367 | 166 | 284 | 709 | 0,88 | 293 | 499 | 1247 | 870 | 870 | 1061 |
| | b | 2,5 | 35,3 | 0,339 | 0,367 | 135 | 230 | 576 | 0,88 | 238 | 405 | 1013 | 870 | 870 | 1061 |
| | c | 4,2 | 35,3 | 0,339 | 0,367 | 162 | 276 | 690 | 0,88 | 285 | 486 | 1214 | 870 | 870 | 1061 |
| Lb_F2 | a | 12,6 | 38,5 | 0,737 | 0,299 | 24 | 37 | 78 | 0,88 | 43 | 66 | 138 | 964 | 138 | 1176 |
| | b | 14,0 | 38,5 | 0,737 | 0,299 | 26 | 40 | 85 | 0,88 | 46 | 71 | 149 | 964 | 149 | 1176 |
| | c | 13,5 | 38,5 | 0,737 | 0,299 | 25 | 39 | 82 | 0,88 | 45 | 69 | 145 | 964 | 145 | 1176 |
| SCV_F1 | a | 17,3 | 31,7 | 0,690 | 0,294 | 29 | 44 | 93 | 0,83 | 48 | 74 | 154 | 892 | 154 | 1087 |
| | b | 13,1 | 31,7 | 0,690 | 0,294 | 24 | 37 | 77 | 0,83 | 40 | 61 | 128 | 892 | 128 | 1087 |
| | c | 13,9 | 31,7 | 0,690 | 0,294 | 25 | 38 | 80 | 0,83 | 42 | 64 | 132 | 892 | 132 | 1087 |
| SCV_F2 | a | 24,6 | 21,6 | 0,452 | 0,379 | 133 | 231 | 596 | 0,83 | 222 | 384 | 990 | 1052 | 990 | 1283 |
| | b | 24,1 | 21,6 | 0,452 | 0,379 | 132 | 229 | 590 | 0,83 | 219 | 381 | 980 | 1052 | 980 | 1283 |
| | c | 23,4 | 21,6 | 0,452 | 0,379 | 130 | 226 | 582 | 0,83 | 216 | 375 | 967 | 1052 | 967 | 1283 |

^a Les valeurs de Da ont été publiées par Razafimbelo, 2005.

^b Le P minéral a été calculé à partir du travail de Turner (2006) effectuées sur 13 sols malgaches cultivés sous culture de riz intensive : en moyenne le phosphore organique représente 18% du phosphore total pour la couche arable de sol. Le phosphore minéral a donc été calculé comme égal à 82% du P total.

Pour Lb_F1, le stock calculé $P_{r_{1an}} + P_w$ (E_{1an}) est supérieur au stock de P minéral du sol invalidant ce calcul. Le stock de P minéral est donc retenu comme valeur maximale. Il est très probable que la valeur effective soit plus faible voire beaucoup plus faible, mais en l'absence d'analyse complémentaire (teneur en P occlus, par exemple), il est impossible de préciser cette limite. Il est rarissime d'atteindre le stock P minéral lorsque l'on extrapole les valeurs de P_r sur des durées beaucoup plus longues en utilisant l'équation mathématique calibrée sur des durées courtes de quelques heures. Plusieurs hypothèses permettent, soit seule soit en combinaison, d'expliquer cette situation très particulière :

Les valeurs de C_p sont particulièrement faibles de l'ordre de quelques parties par billions ($\mu\text{g PL}^{-1}$) et comprises entre le seuil de détection ($3 \mu\text{g PL}^{-1}$) et de quantification ($8 \mu\text{g PL}^{-1}$). Le dosage de cette concentration par la méthode qui consiste à extraire avec un faible volume de solvant (Hexanol) le complexe bleu de phosphomolybdate formé dans un grand volume de solution. Cette méthode normalisée (norme Afnor NF EN 1189 : qualité de l'eau. Dosage du phosphore) est utilisée pour doser les phosphates dans les eaux avec un seuil de détection inférieure au ppb ($\mu\text{g PL}^{-1}$). Une erreur sur la détermination de C_p induit « mécaniquement » une erreur sur le calcul de P_r par l'équation 2.

Le pH (=4.2, Figure III.4) du sol Lb_F1 est le plus acide des traitements étudiés. La conséquence est la présence d'espèces d'aluminium en solution en concentrations plus élevées pour ce sol par rapport aux trois autres traitements. Une fraction des ions phosphate dissous peut réagir avec ces espèces d'aluminium pour former des complexes en solution qui peuvent affecter la formation du complexe coloré lors de du dosage par les méthodes colorimétriques et le résultat.

Une réactivité à l'interface solide-solution intense et extrêmement rapide liée aux conditions chimiques et aux principaux minéraux (gibbsite, kaolinite) identifiés dans ce sol. Ces deux solides ont des valeurs de pH où la charge de surface est nulle sont de pH~4.6 pour la kaolinite et de pH~5.0 pour la gibbsite. Pour le sol du traitement Lb_F1 dont le pH est le plus acide (pH= 4.2, Figure III.4), la surface de ces minéraux, chargée plus positivement que celle des autres traitements, est susceptible de former une double couche électrique avec les ions phosphate.

Pour les autres traitements le stock calculé $P_{r_{1an}} + P_w$ est inférieur au stock de P minéral. Il ne représente qu'environ 15% du stock de P total pour les traitements Lb_F2 et SCV_F1 alors qu'il est de près de 90% pour le traitement SCV_F2.

Les valeurs du Tableau V.2 ne sont pas loin de ce qui existe dans d'autres types de sol entre autres les sols ferralitiques de Colombie avec 334 kg P ha^{-1} , le Luvisol de France avec 138 kg P ha^{-1} et un autre type de sols ferralitiques de Madagascar avec 285 kg P ha^{-1} (Rabeharisoa, 2004).

Selon les études menées par Frossard et al. en 2004 sur les sols de Suisse, les sols contiennent 100 à 3000 mg P kg^{-1} sol pratiquement uniquement sous forme de phosphate qui peut être intégré dans une large gamme de constituants organiques et minéraux. Avec une densité apparente qui est égale à 1 et sur une couche de sol de 20 cm, ce phosphore biodisponible peut être évalué à 200 - 6000 kg P ha^{-1} .

Malgré la faible concentration des ions phosphates dans la solution, comprise entre 2 et 24 $\mu\text{g P L}^{-1}$, ce sol cultivé de Madagascar présente une quantité importante d'ions phosphate susceptible de réapprovisionner la solution, où les racines des plantes prélèvent les ions.

2. Modélisation de l'évolution pluriannuelle du stock de phosphore biodisponible dans le sol en fonction du bilan de phosphore

Le modèle est construit sur la base d'une équation de conservation de la masse de phosphore (Equation 5) en considérant que le bilan annuel de phosphore appliquée à la couche de sol de 0-20 cm détermine les variations de la quantité de phosphore biodisponible. La calibration de la dynamique des ions phosphate diffusibles permet de déterminer le pool susceptible de participer sur une période de un an à l'équilibre à la concentration des ions phosphate dissous. L'hypothèse associée est que la fonction cinétique de Freundlich est supposée valide sur cette période.

2.1. Evolution du stock de phosphore biodisponible simulée par le modèle suivant différents scénarii de bilan annuel

Dans la détermination de l'évolution de la biodisponibilité de phosphore à moyen ou à long terme, c'est la concentration des ions phosphates dans la solution à l'état final (C_{p_f}) qui reste l'inconnu (Equation [6]).

La simulation des valeurs de C_p a été obtenue en supposant que :

- le paramétrage de la dynamique des ions phosphates diffusibles ne variait pas pendant la période d'expérimentation ;
- la migration en profondeur de P est négligeable. On sait cependant que le phosphore peut être mobilisé et redistribué le long du profil de sol et que dans certains cas il peut être transféré hors de la couche 0-20 cm. Ces mouvements se font par ruissellement, érosion, lessivage et/ou lixiviation et sont contrôlés par l'hydrologie de la parcelle, les propriétés des sols et la

gestion agronomique de la parcelle. Mais dans notre dispositif tous ces transferts ont été considérés comme négligeables compte tenu de la topographie de la parcelle qui a une pente quasi-nulle. Pour vérifier l'absence de migration en profondeur, la concentration des ions phosphates dans la solution a été analysée pour les couches 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm de sol, prélevés en 2007. Les résultats sont présentés dans la Figure V.2.

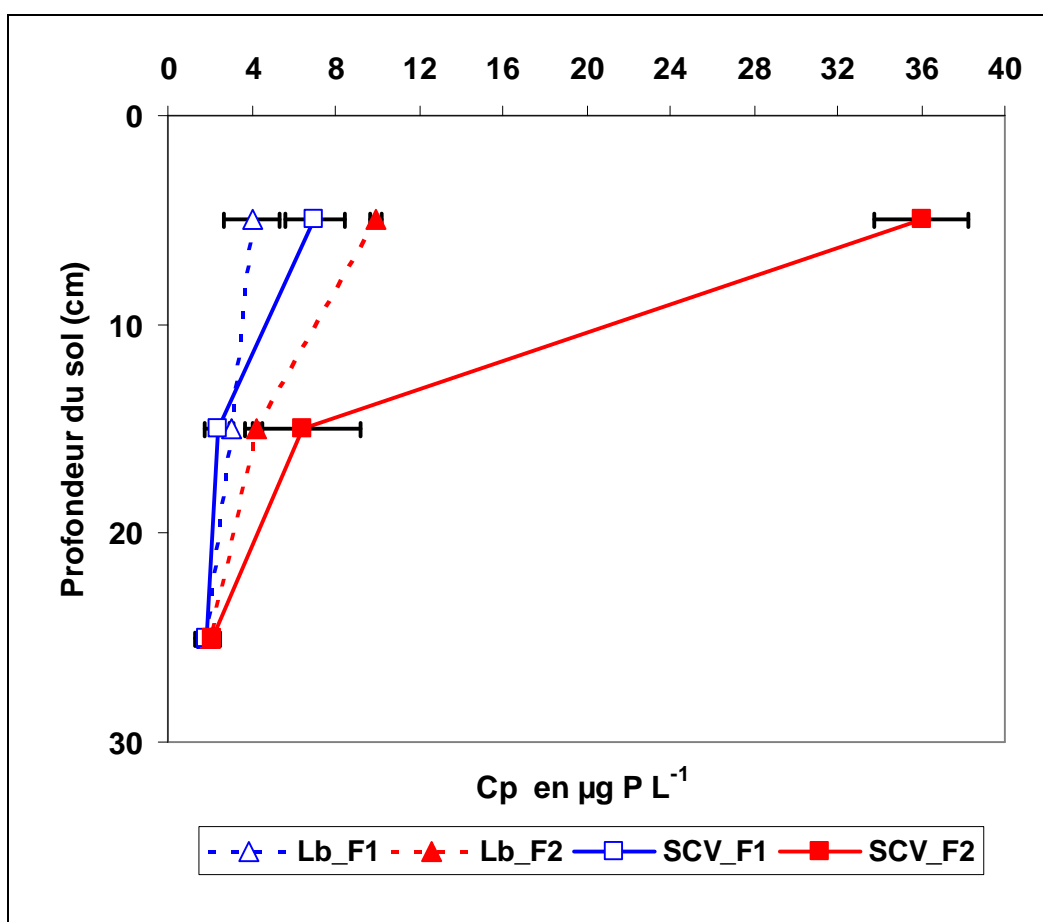


Figure V.2 : Evolution de la concentration (Cp) des ions P en solution avec la profondeur du sol pour les quatre traitements (Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2) dans le dispositif d'Andranomanelatra (année 2007)

La figure V.2 montre que la concentration des ions phosphate dans la solution de la couche 20-30 cm ne varie pas significativement entre les différents traitements malgré des bilans de P extrêmement variables. La valeur de Cp varie d'ailleurs avec les traitements dans les autres couches de sol analysées (Tableau V.3). La migration d'ions phosphate au-delà de 20 cm semble donc une hypothèse acceptable.

Tableau V.3 : Calcul de C_{p_f} en utilisant le modèle décrivant la dynamique du stock de phosphore biodisponible avec le bilan annuel de P pour cinq campagnes : 2003, 2004, 2005, 2006, et 2007.

| Année | C_{p_i} | E_i | Bilan | E_f | C_{p_f} | $C_{p_f}-C_{p_i}$ (annuel) | $C_{p_f}-C_{p_i}$ (cumulé) |
|---------------|----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|-------------------------------|-------------------------------|
| | $\mu\text{g L}^{-1}$ | kg ha^{-1} | kg ha^{-1} | kg ha^{-1} | $\mu\text{g L}^{-1}$ | $\mu\text{g L}^{-1}$ | $\mu\text{g L}^{-1}$ |
| Lb_F1 | | | | | | | |
| 2003 | 4,000 | 870 | 5,1 | 874 | 4,050 | 0,050 | 0,050 |
| 2004 | 4,050 | 874 | 4,7 | 877 | 4,098 | 0,048 | 0,098 |
| 2005 | 4,098 | 877 | 4,5 | 881 | 4,143 | 0,045 | 0,143 |
| 2006 | 4,143 | 881 | 5,4 | 885 | 4,197 | 0,054 | 0,197 |
| 2007 | 4,197 | 885 | 5,7 | 888 | 4,255 | 0,058 | 0,255 |
| Lb_F2 | | | | | | | |
| 2003 | 13,000 | 141 | 34,1 | 175 | 17,439 | 4,439 | 4,439 |
| 2004 | 17,439 | 175 | 31,1 | 206 | 21,176 | 3,737 | 8,176 |
| 2005 | 21,176 | 206 | 31,9 | 238 | 26,438 | 5,262 | 13,438 |
| 2006 | 26,438 | 238 | 32,4 | 270 | 31,434 | 4,996 | 18,434 |
| 2007 | 31,434 | 270 | 32,4 | 302 | 36,639 | 5,205 | 23,639 |
| SCV_F1 | | | | | | | |
| 2003 | 15,000 | 139 | 0,5 | 140 | 15,073 | 0,073 | 0,073 |
| 2004 | 15,073 | 140 | 2,5 | 142 | 15,464 | 0,391 | 0,464 |
| 2005 | 15,464 | 142 | 0,6 | 143 | 15,558 | 0,094 | 0,558 |
| 2006 | 15,558 | 143 | 5,1 | 148 | 16,368 | 0,810 | 1,368 |
| 2007 | 16,368 | 148 | 3,4 | 152 | 16,915 | 0,547 | 1,915 |
| SCV_F2 | | | | | | | |
| 2003 | 24,000 | 978 | 27,1 | 1006 | 25,492 | 1,492 | 1,492 |
| 2004 | 25,492 | 1006 | 30,3 | 1036 | 27,221 | 1,729 | 3,221 |
| 2005 | 27,221 | 1036 | 29,1 | 1065 | 28,492 | 1,271 | 4,492 |
| 2006 | 28,492 | 1065 | 33,2 | 1098 | 30,975 | 2,483 | 6,975 |
| 2007 | 30,975 | 1098 | 29,9 | 1128 | 32,871 | 1,896 | 8,871 |

Ces résultats nous montrent que l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol est proportionnelle à celle du bilan de P dans le sol. En effet, quel que soit le traitement l'évolution annuelle de C_p a la même allure que celle du bilan annuel qui ne varie pas beaucoup et reste même constant.

Pour bien voir l'effet de ce bilan dans cette évolution de C_p , une simulation à partir de notre modèle a été faite en faisant varier les valeurs de bilan. L'intérêt de cette

simulation est de vérifier jusqu'où l'ajout ou le prélèvement d'une certaine quantité de P fait varier la concentration des ions phosphate dans la solution du sol.

2.2. Simulation de l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol (C_p) pour les différents scénarii de bilan

La simulation de l'évolution de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (C_p), est présentée dans la Figure V.3 pour différents scénarii de bilan annuel de phosphore : -50, -10, -1, 0, 1, 10 et 50 de $\text{kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les évolutions sont représentées pour une période de six campagnes (année i à $i+6$).

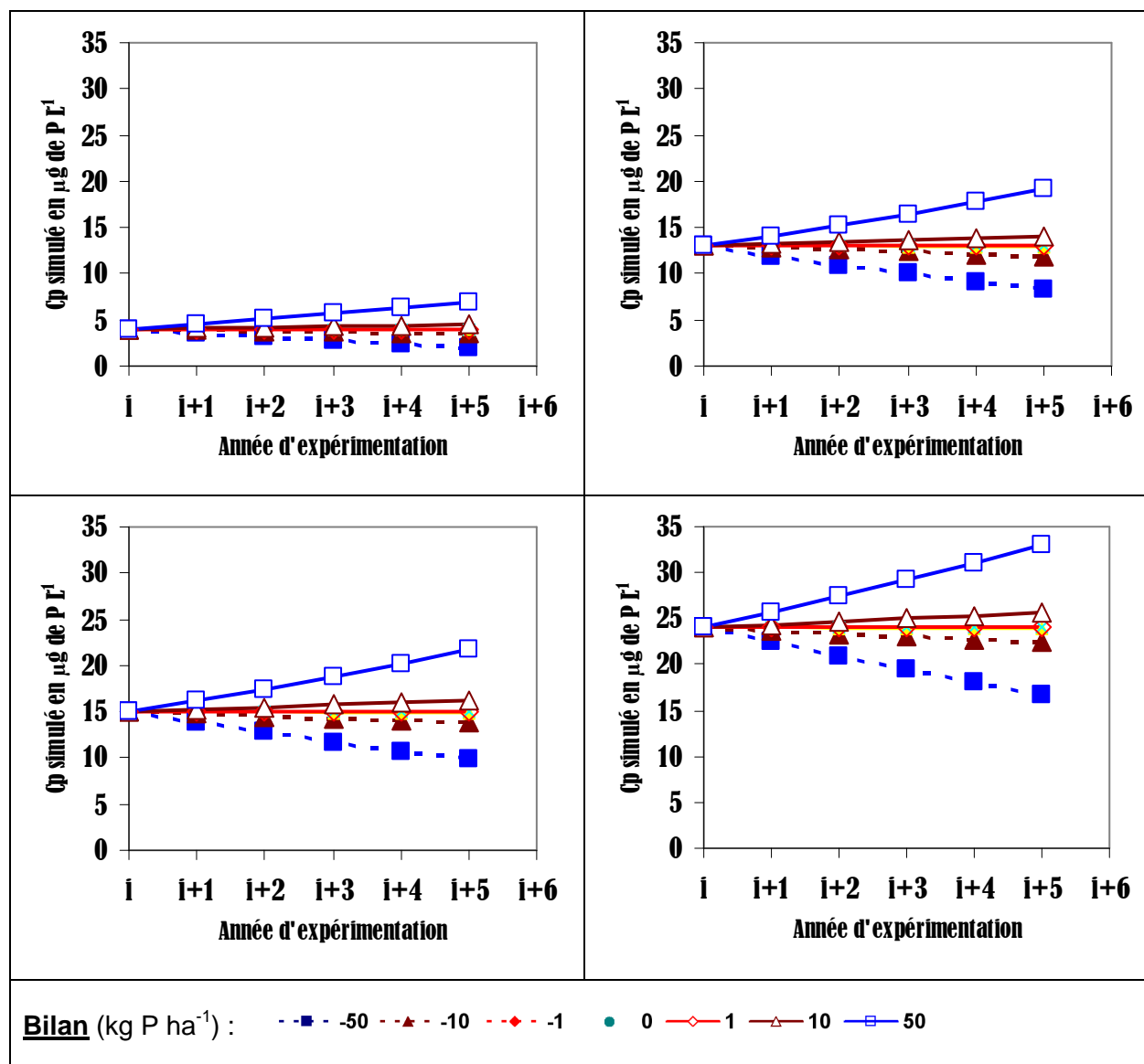


Figure V.3 : Simulation de l'évolution de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (C_p) en fonction du bilan annuel de P pendant six ans. Six scénarii sont représentés pour chaque traitement: -50, -10, -1, 0, +1, +10, +50 $\text{kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de bilan annuel de phosphore.

Pour chaque traitement, on a considéré comme point de départ la concentration mesurée en 2003 et les calibrations de la dynamique des ions phosphates diffusibles à l'interface solide-solution (Tableau IV.2).

L'évolution des valeurs de C_{p_f} est proportionnelle au bilan pour les quatre traitements. Cependant, on observe que l'augmentation dans l'année est fonction de la concentration initiale et la réactivité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates. En effet pour le traitement Lb_F1 qui a une faible concentration initiale ($4 \mu\text{g P L}^{-1}$) et une forte réactivité, l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution est plus faible. Cette évolution varie de -14.1% à 12.8% par an selon le bilan (-50 à 50 kg P ha^{-1}) ou -50% à 75.1% sur 5 ans.

Par contre pour le traitement SCV_F1 ou SCV_F2 ou Lb_F2, cette évolution annuelle n'est pas trop importante. Elle varie entre -9% à 8.5% par an selon le bilan ou -36% à 47.3% sur 5 ans (Tableau V.5).

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que dans celles obtenues dans d'autres sols ferralitiques comme les Oxisols de Colombie (Rabeharisoa, 2004). Elles sont en accord avec d'autres résultats obtenus par Stroia et al. (2006). Pourtant, ces niveaux sont faibles par rapport à des terres agricoles de régions tempérées comme le Luvisol de France (Figure V.4).

La valeur de C_p est presque dix fois plus faible dans les sols ferralitiques de Madagascar et les sols ferralitiques de Colombie par rapport à ce Luvisol de France (Figure V.4). Cet écart est le résultat de la différence de roche-mère et le type de pédogenèse mais aussi des différences de pratiques agricoles et tout particulièrement d'apport de phosphore.

La différence peut être observée tout de suite sur les paramètres (v , w et p) de ces sols (Tableau V.4).

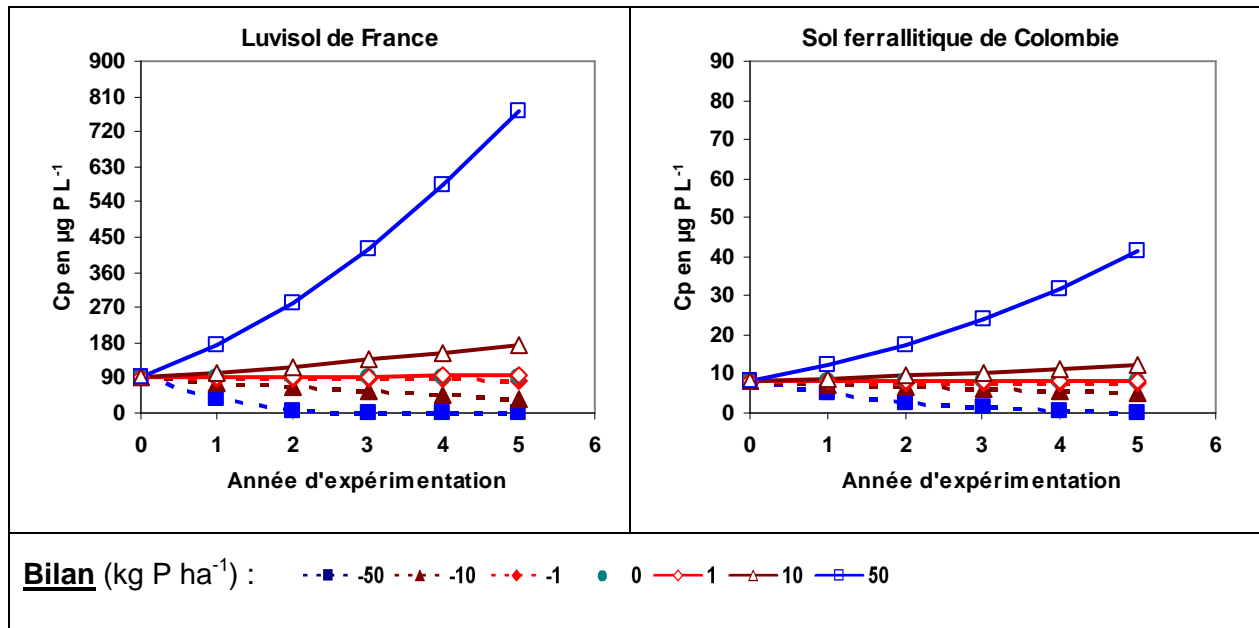


Figure V.4 : Simulation de l'évolution de la concentration des ions phosphate dans la solution du sol (Cp) en fonction du bilan annuel de P sur une période 6 ans pour un sol ferrallitique de Colombie (droite) et un Luvisol de France (gauche).

Les caractéristiques de ces deux sols vis-à-vis des ions phosphate dissous sont présentées dans le Tableau V.4.

Tableau V.4 : Paramètres v , w et p de la fonction cinétique de Freundlich $Pr = vCp^w t^p$ pour les deux différents types de sol (Rabeharisoa, 2004)

| Désignation | sol ferrallitique de Colombie | Luvisol de France |
|---------------------|-------------------------------|-------------------|
| Cp_0 | 0.008 | 0.090 |
| v | 21.6 (0.6) | 19.8 (0.4) |
| w | 0.34 (0.01) | 0.47 (0.01) |
| p | 0.29 (0.01) | 0.19 (0.01) |
| Nombres observation | 24 | 18 |
| r^2 | >0.99 | >0.99 |

L'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol est également fonction du temps. L'importance de l'augmentation ou la diminution est proportionnelle au bilan de phosphore.

Tableau V.5 : Variation relative annuelle (%) de la concentration des ions phosphates dans la solution (Cp) en fonction de bilan dans le sol du dispositif d'Andranomanelatra pour les quatre traitements, $Cp_{n+1} (\%) = (Cp_{n+1} - Cp_n) / Cp_n^*$

| Traitement | Bilan | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | Cumulée de 5ans à partir de 2003 |
|---------------|-----------------------|--------|--------|--------|--------|--------|----------------------------------|
| | kg P ha ⁻¹ | | | | | | |
| Lb_F1 | -50 | -11.8% | -12.3% | -12.9% | -13.5% | -14.1% | -50.0% |
| | 0 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| | 50 | 12.8% | 12.3% | 11.8% | 11.4% | 10.9% | 75.1% |
| Lb_F2 | -50 | -8.0% | -8.3% | -8.5% | -8.8% | -9.0% | -36.0% |
| | 0 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| | 50 | 8.5% | 8.3% | 8.0% | 7.8% | 7.6% | 47.3% |
| SCV_F1 | -50 | -7.7% | -7.9% | -8.1% | -8.3% | -8.6% | -34.5% |
| | 0 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| | 50 | 8.1% | 7.9% | 7.7% | 7.5% | 7.3% | 44.8% |
| SCV_F2 | -50 | -6.6% | -6.7% | -6.9% | -7.0% | -7.2% | -30.0% |
| | 0 | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| | 50 | 6.9% | 6.7% | 6.6% | 6.4% | 6.3% | 37.5% |

On observe ici que l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution de sol est vraiment fonction du bilan.

Mais en regardant cette évolution avec ces valeurs de bilan on peut estimer jusqu'à quel moment le sol pour chaque traitement arrive à une carence totale ou à un gaspillage en P.

Avec un même niveau de bilan annuel de -50 kg P ha⁻¹ :

- Avec le traitement Lb_F1, la concentration des ions phosphates dans la solution du sol peut diminuer jusqu'à 50% au bout de 5 ans (Tableau V.5), donc ce sol peut arriver à une carence totale après 10 ans.
- Pour le traitement SCV_F2, la concentration des ions phosphates dans la solution peut diminuer jusqu'à 30% au bout de 5 ans (Tableau V.5), c'est-à-dire que ce sol n'arrive à une carence totale en P qu'après 16 ans.

Par contre avec un bilan annuel de 50 kg P ha⁻¹ :

- Avec le traitement Lb_F1, la concentration des ions phosphates dans la solution du sol peut augmenter jusqu'à 75% au bout de 5 ans (Tableau V.5), donc ce sol peut arriver à doubler sa concentration après 7 ans.
- Pour le traitement SCV_F2, la concentration des ions phosphates dans la solution peut augmenter jusqu'à 37.5% au bout de 5 ans (Tableau V.5),

c'est-à-dire que ce sol n'arrive à une double de sa concentration en P qu'après 14 ans.

Cette évolution rapide de la concentration des ions phosphates dans la solution du sol pour le traitement Lb_F1, que ce soit dans le sens négatif ou positif, est toujours due au caractère plus réactif du sol vis-à-vis de ces ions phosphates.

3. Mise à l'épreuve du modèle décrivant la dynamique pluriannuelle du stock de phosphore biodisponible en fonction du bilan annuel de phosphore : cas de l'essai d'Andranomanelatra

La concentration des ions phosphates dans la solution du sol a été mesurée au laboratoire pour des échantillons prélevés de la couche 0-20 cm en 2003, 2006 et 2007. L'évolution pluriannuelle des valeurs de Cp (moyenne de trois répétitions et écart type) est présentée dans la Figure V.3 pour les quatre traitements.

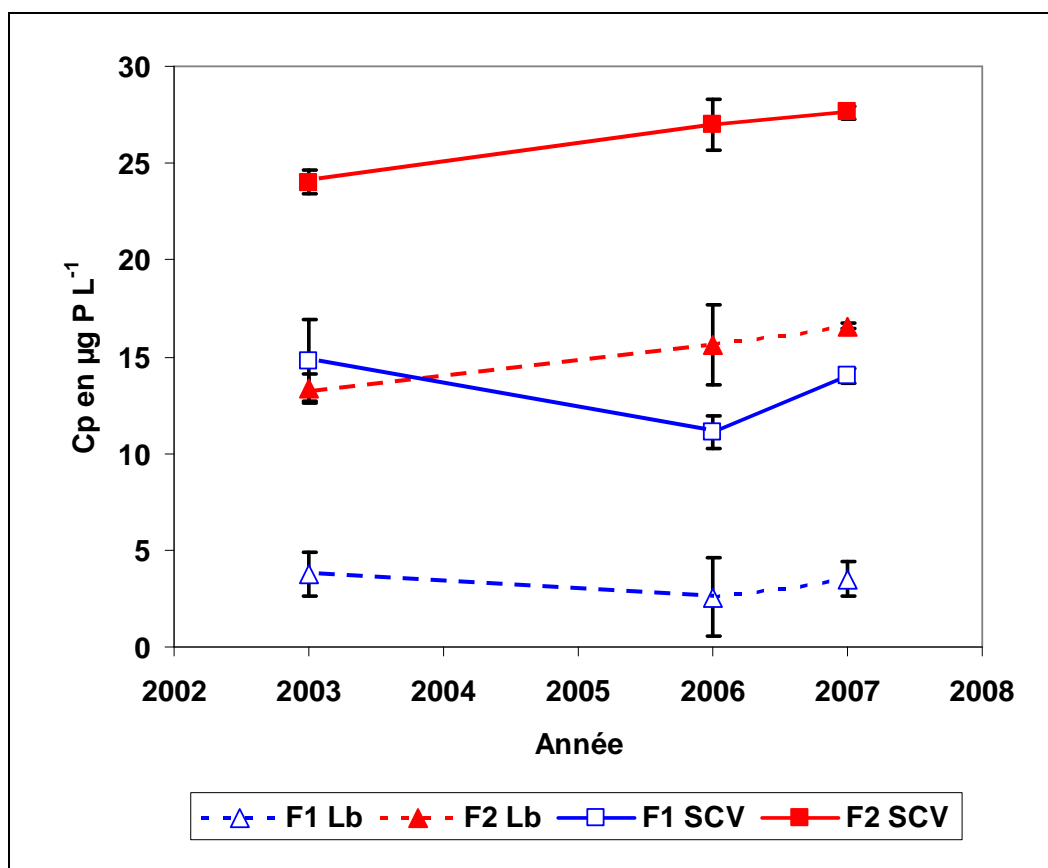


Figure V.5 : Concentration des ions phosphates dans la solution du sol (Cp) mesurée pendant trois campagnes : 2003, 2006, et 2007 pour les quatre traitements : Lb_F1, Lb_F2, SCV_F1 et SCV_F2 et 3 blocs dans le dispositif d'Andranomanelatra

On observe que cette concentration des ions phosphates augmente significativement chaque année pour les traitements F2 alors que pour les deux traitements F1, Cp reste invariante. Ces évolutions sont expliquées par la valeur du bilan : proche de zéro pour les traitements F1 et autour de +28 à +30 kg P ha⁻¹ an⁻¹ pour les traitements F2 (Figure II.5).

La mise à l'épreuve du modèle se fait par la confrontation des simulations calculées par le modèle (Equation 5) avec les valeurs observées au champ (Figure V.6).

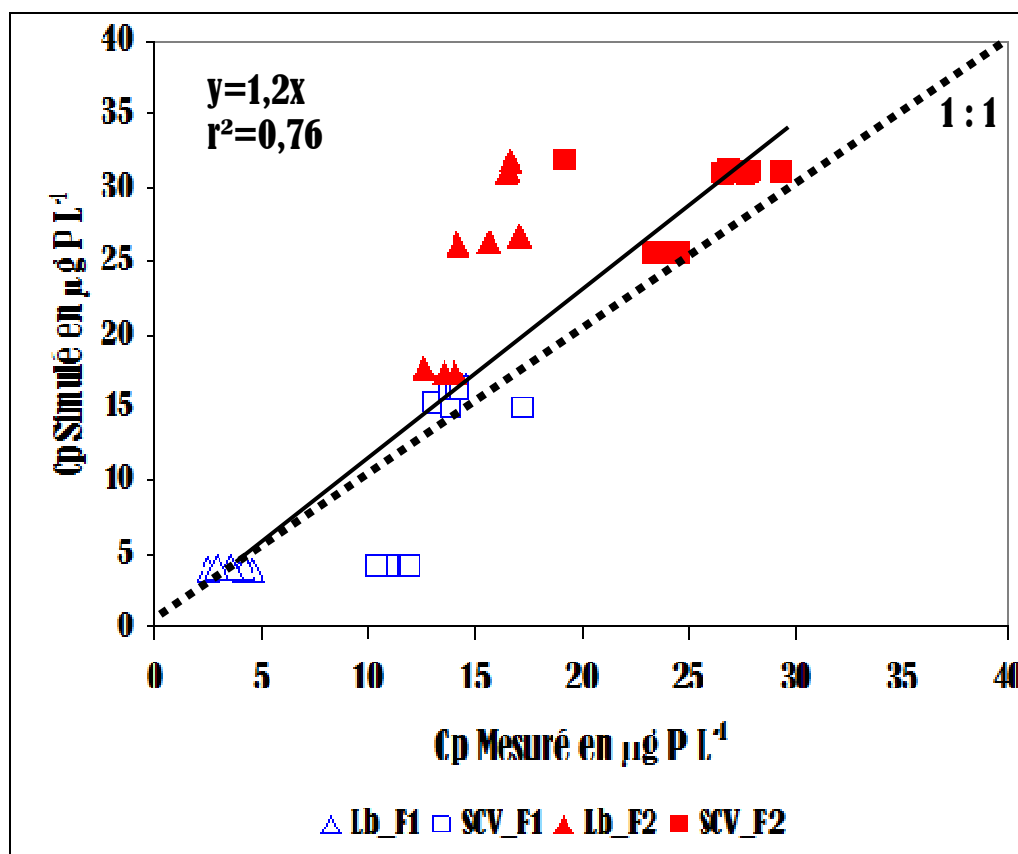


Figure V.6 : Valeurs observées au champ dans le dispositif d'Andranomanelatra et valeurs simulées de la concentration des ions phosphates (Cp) dans la solution. Les simulations ont été obtenues avec le modèle dynamique décrivant la dynamique du stock de phosphore biodisponible en fonction du bilan annuel de phosphore. Trois années d'échantillonnage : 2003, 2006, et 2007. La ligne pleine correspond à la régression linéaire : $y=1.2x$, $r^2=0.76$ pour 36 observations (4 traitements, 3 blocs et 3 années). La ligne pointillée est la bissectrice.

Dans la Figure V.6, nous observons que les valeurs de Cp observées au champ sont étroitement corrélées avec celles simulées par le modèle. Le coefficient de régression de 1.2, est proche de la bissectrice, c'est-à-dire de la régression correspondant à l'égalité entre valeurs observées et simulées. Le modèle décrivant la dynamique pluriannuelle du stock de phosphore biodisponible en fonction du bilan annuel permet donc de prévoir correctement les évolutions observées « in situ ». Ce

résultat confirme l'intérêt agronomique du modèle comme outil de pilotage de la fertilisation phosphatée en généralisant sa validité à des sols tropicaux ayant des caractéristiques de fonctionnement physico-chimique vis-à-vis des ions phosphate extrêmement différentes (valeurs de faibles, dynamique des ions phosphate diffusibles à l'interface solide-solution plus intense) de celles des sols et des écosystèmes qui ont servis à l'élaboration et la construction du modèle.

Ce modèle avait été déjà testé avec succès sur différents systèmes, des suspensions de sol dont on extrait des quantités variables d'ions phosphates en introduisant des résines échangeuses d'anions (Schneider et Morel, 2000), des pots de culture cultivés pendant quelques semaines (Morel et Mollier, 2006) et à l'échelle du champ cultivé par une monoculture de maïs irrigué pendant plusieurs décennies (Morel *et al.*, 2004). Pour tous les systèmes étudiés, l'évolution «in situ» de la concentration des ions phosphates dans la solution est correctement simulée.

CONCLUSION

La biodisponibilité du P peut être évaluée avec plusieurs méthodes. La méthode chimique (Olsen) est plus facile à manipuler et permet d'obtenir des résultats rapidement et reproductibles, mais ne reflète pas la réalité par rapport au fonctionnement du système sol-solution-plante. En effet, les résultats obtenus avec cette méthode, quel que soit le traitement, ne sont pas significativement différents. Avec la méthode basée sur le mécanisme de diffusion, le P biodisponible peut être modélisé en le considérant comme l'ensemble des ions phosphates dissous (C_p) et diffusibles (P_r). Cette méthode permet donc d'évaluer et de suivre l'évolution de la biodisponibilité de P dans le sol. Etant donné que ce P_r est fonction de C_p et t , l'évolution de la biodisponibilité du P dépend donc directement de celle de C_p .

L'évolution des valeurs de C_{p_f} est proportionnelle au bilan pour les quatre traitements. Cependant, on observe que l'augmentation dans l'année est fonction de la concentration initiale et la réactivité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates :

- Pour le traitement Lb_F1 qui a une forte réactivité, l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution est plus élevée malgré la faible concentration initiale des ions phosphates ($4 \mu\text{g P L}^{-1}$). Cette évolution varie de -14.1% à 12.8% par an selon le bilan (-50 à 50 kg P ha^{-1}) ou -50% à 75.1% sur 5 ans.
- Pour le traitement SCV_F1 ou SCV_F2 ou Lb_F2, cette évolution annuelle n'est pas trop importante. Elle varie entre -9% à 8.5% par an selon le bilan ou -36% à 47.3% sur 5 ans.

Cette évolution a été modélisée et simulée à partir des expériences de laboratoire.

La confrontation entre les valeurs observées au champ et celles simulées montre que, avec les hypothèses faites pour calculer ces simulations, les ordres de grandeur sont reproduites pour tous les traitements avec quelques décalages. La corrélation entre ces deux valeurs est quand même significative ($r^2 = 0,762$). Différentes explications sont proposées pour analyser l'origine de ce décalage. Au final, il ressort que cette approche fondée sur une connaissance des mécanismes rhizosphériques d'absorption et de leur contribution à la nutrition phosphatée, associée à une modélisation fonctionnelle quantitative, reste prometteuse pour prévoir les évolutions à long terme de la biodisponibilité du P dans les sols cultivés en relation avec le bilan de phosphore, et par voie de conséquence, pour raisonner la fertilisation phosphatée.

Sur la base de cette connaissance, des avancées significatives ont été donc obtenues dans la simulation et la prévision, à l'aide de modèles mathématiques, de l'évolution de la biodisponibilité du phosphore du sol sous l'effet de pratiques culturales.

La variation de la concentration des ions phosphates dans le sol n'est pas seulement fonction des traitements apportés dans le sol mais aussi du bilan de P dans ce sol.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

CONCLUSION GENERALE

Dans cette étude, la connaissance des caractéristiques physico-chimiques et du fonctionnement biologique des sols ferrallitiques ainsi que le fonctionnement du cycle biogéochimique du phosphore, a permis certaines constatations montrant que ces sols sont en général riches en argiles de type kaolinite, en oxydes de fer (goethite) et en hydroxydes d'aluminium (gibbsite). Ils ont alors une faible capacité d'échange et développent une charge de surface variable élevée. Ces sols sont acides avec des pH allant de 4 à 5,6 et ils ont des teneurs d'aluminium échangeable Al^{3+} qui dépassent $1\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ de sol. Cette forte présence d'aluminium en solution est à l'origine de la forte acidité de ces sols ainsi que de leur forte capacité d'adsorption vis-à-vis des ions phosphates.

Ce travail avait pour objet de déterminer la biodisponibilité du phosphore dans les sols cultivés de Madagascar sous l'effet des pratiques culturales, en considérant prioritairement le cycle du phosphore. Dans ce cas plusieurs étapes ont été adoptées pour arriver à nos fins. Une première étape a permis de quantifier les principaux flux de P qui participent au recyclage de P dans l'écosystème cultivé : flux d'entrée (fertilisation et restitution des résidus de récoltes) et de sorties (récoltes), teneurs et stocks de P dans le sol, et d'évaluer comment les pratiques culturales modifient ces différents flux. Dans un deuxième temps, la détermination des ions phosphates dans la solution du sol a été développée selon les pratiques culturales, en faisant une mise au point méthodologique pour pouvoir quantifier les faibles quantités des ions phosphates dans la solution des sols étudiés. Les différents traitements dans les pratiques culturales pouvant modifier la concentration de ces ions phosphates dans la solution du sol ont été analysés. L'étape suivante a été consacrée aux quantifications des ions phosphates diffusibles dans le sol. Cette étape a permis de déterminer les paramètres de la fonction mathématique décrivant cette dynamique en fonction des pratiques culturales. Les variables qui pourraient expliquer les différents comportements du phosphore dans cette dynamique ont été également analysées. La dernière étape évalue les fractions biodisponibles de phosphore et détermine l'évolution de la biodisponibilité du phosphore dans le temps et fonction du bilan de P dans le sol. Cette évolution a été modélisée à partir des données obtenues dans les expérimentations de laboratoire. Le modèle basé sur le principe de conservation de masse a été confronté avec les résultats mesurés au champ pour la validation du modèle. L'objectif à terme est de prédire cette évolution dans le temps de la biodisponibilité de phosphore au champ à partir des expérimentations au laboratoire.

Dans ces différentes étapes, plusieurs points peuvent être soulevés :

1. Productivité et bilan de phosphore à l'échelle de la parcelle

Étant donné que les flux sortants en P sont dominés par les exportations dans les grains et la biomasse des résidus de récoltes (dans le cas de non restitution des résidus au sol) et que les flux entrants ne changent pas chaque année, les bilans annuels ont suivi l'évolution annuelle des rendements de culture.

D'ailleurs l'augmentation, des rendements des cultures, due à des fertilisations avec des engrais phosphatés ainsi qu'au système semis direct sous couvert végétal (SCV), est nettement remarquable dans le dispositif d'expérimentation. Après 8 ans de culture, le facteur SCV entraîne un gain de $+9.6 \text{ t ha}^{-1}$ par rapport aux systèmes avec labour. Le gain associé à la fertilisation la plus élevée (fumier avec engrais minéraux NPK et dolomie) est de 8.0 t ha^{-1} . La connaissance de ce bilan de P pluriannuel est très importante pour pouvoir établir le modèle de l'évolution de la biodisponibilité de P dans le sol.

Malgré la difficulté d'établissement du bilan de P dans un système aussi complexe, la comparaison du bilan entre les deux systèmes de culture SCV et labour a été faite à travers les bilans cumulés sur plusieurs années. La différence est quand même remarquable en faveur du système SCV. Mais la différence des bilans est aussi très significative sur les deux régimes de fertilisation, montrant que les engrais minéraux peuvent avoir un effet marqué sur les équilibres nutritifs du sol :

Le niveau de fertilisation F1 (uniquement des fumiers de ferme) permet d'obtenir des bilans cumulés de P légèrement positif : la moyenne est de l'ordre de $2 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans le dispositif d'Andranomanelatra alors que pour la modalité F2 (fumiers, engrais minéraux et dolomie), le bilan cumulé de P est très excédentaire (environ $30 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) puisque le surplus de P apporté est très supérieur au P exporté dans la production.

2. Les ions phosphates dans la solution du sol et les effets des pratiques culturales

L'importance du rôle que jouent les ions phosphates dans le fonctionnement du cycle de phosphore dans un système cultivé impose une attention particulière dans la détermination de la concentration. Cette détermination n'est pas facile et s'avère délicate surtout pour le sol où ces ions se trouvent en faible quantité. Pour le sol étudié qui est caractérisé par l'existence de phosphore total élevé mais déficient en ions phosphates dissous dans la solution (voisine voire inférieure au seuil minimal

d'absorption de P par les racines : $0.005 \text{ mg de P L}^{-1}$), nous étions obligés de mettre au point la méthode utilisée habituellement, notamment par l'utilisation de l'eau ultrapure et la cuve de 10 cm de trajet optique. Cette mise au point méthodologique est réussie car elle nous a permis de diminuer le seuil de détection jusqu'à $0.003 \text{ mg de P L}^{-1}$ et le seuil de quantification jusqu'à $0.008 \text{ mg de P L}^{-1}$. Ce qui signifie que nous avons pu bien déterminer la faible concentration des ions phosphates dans le sol étudié.

Mais par rapport aux effets des pratiques culturales sur la concentration de ces ions phosphates dans la solution du sol, les facteurs influençant l'augmentation de cette concentration sont :

- le bilan d'apport et d'export de P,
- la modification des propriétés physico-chimiques du sol par l'apport de dolomie et des engrais minéraux phosphatés dans le traitement F2
- et les matières organiques par les couvertures végétales.

Le bilan élevé en P dans le sol a augmenté la concentration des ions phosphates dans le sol. La corrélation positive entre le bilan en P et la concentration des ions phosphates dans la solution du sol confirme cet effet bilan.

La dolomie a évidemment eu un effet sur le pH du sol en modifiant la propriété chimique du sol et en agissant sur les autres éléments chimiques comme l'aluminium en faveur des ions phosphates.

Les matières organiques ont agi également non seulement sur la propriété physique du sol en l'améliorant mais aussi sur l'aspect chimique. Ce sont des constituants chargés négativement qui pourraient être considérés comme des concurrents des ions phosphates, eux sont aussi chargés négativement, dans le sol pour être fixés par des cations.

L'effet cumulé du bilan et de la modification physico-chimique, notamment sur l'aluminium échangeable, explique l'accroissement plus marqué de la C_p dans le traitement SCV_F2.

3. La quantification des ions phosphates transférés à l'interface solide-solution selon les pratiques culturales

La quantification des ions phosphates de la phase solide du sol qui pourraient être transférés dans la solution du sol a été faite sur la base du mécanisme de diffusion. La dynamique des ions phosphates dans le sol a été étudiée à partir du flux des ions phosphates diffusibles entre la phase solide et la solution du sol décrit par la fonction cinétique de Freundlich ($Pr = vC_p^w t^p$).

Pour tous les traitements, les valeurs expérimentales de Pr (mg P kg^{-1}), quantité brute d'ions phosphates diffusibles, varient en fonction de la concentration des ions phosphates dans la solution C_p (mg P L^{-1}), et du temps t (min). La fonction cinétique de Freundlich est une équation mathématique qui rend compte à plus ou moins 99% de la variabilité expérimentale de la dynamique de Pr . Le paramétrage (v , w , p) est établi lors d'expériences de laboratoire de courtes durées permet de simuler la valeur de Pr pour des gammes de C_p et de t plus larges.

L'état de cette dynamique est très variable selon les traitements. La différence de comportement du sol en fonction des traitements n'était pas facile à expliquer du fait que les paramètres de cette fonction étaient significativement différents des uns aux autres.

Pour mieux expliquer l'effet de ces traitements sur la dynamique du P diffusible, le traitement Lb_F1 qui est un traitement habituellement pratiqué par les paysans a été choisi comme référence de base. Les résultats obtenus ont montré que l'intensité de la dynamique des ions phosphates en Lb_F1 est plus forte par rapport aux autres traitements, c'est-à-dire Lb_F2 , SCV_F1 et SCV_F2 . Ces différences peuvent être expliquées par l'analyse de la variabilité de la dynamique des ions phosphates diffusibles et l'étude des relations entre cette dynamique et les modifications des propriétés physico-chimiques du sol. Ces analyses permettent de faire les conclusions suivantes :

La faible intensité de la dynamique des ions P diffusible dans le traitement Lb_F2 peut être due aux apports en plus des engrais minéraux et des dolomies en $F2$. Ces apports ont eu des effets négatifs sur le sol qui est devenu moins réactif vis-à-vis des ions phosphates. Ce phénomène a été expliqué par les modifications des propriétés chimiques des constituants du sol. Ces modifications concernent surtout les charges électriques de la phase solide du sol suite à la forte réduction de l'Al échangeable entraînant l'augmentation de pH.

Pour le traitement SCV_F1 , nous avons trouvé également une faible réactivité de sol par rapport au Lb_F1 . Cela a été expliqué par l'effet des matières organiques apportées par le SCV. Les charges négatives de ces matières organiques rendent le sol moins réactif vis-à-vis des ions phosphates qui sont également chargés négativement.

Quant au traitement SCV_F2 , la diminution de l'intensité de la dynamique est atténuée, contrairement à ce qui devrait se produire dû à l'effet cumulé des matières organiques dans le SCV et celui du pH par l'apport de dolomie en $F2$.

L'antagonisme entre ces deux facteurs favorise la réaction des ions phosphates avec le sol.

4. Evaluation et modélisation de la biodisponibilité du phosphore

La biodisponibilité du P a été évaluée comme l'ensemble des ions phosphates dissous (C_p) et diffusibles (P_r). Étant donné que ce P_r est fonction de C_p et t , l'évolution de la biodisponibilité du P dépend donc directement de celle de C_p . Cette évolution peut être modélisée et simulée à partir des expériences de laboratoire. Il suffit de considérer une équation de conservation de la masse de P dans laquelle la variation de la quantité de P biodisponible en 1 an est égale au bilan de phosphore. Si la valeur initiale de la concentration est connue, la seule inconnue dans cette équation de conservation est la concentration finale.

L'évolution des valeurs de C_{p_f} est proportionnelle au bilan pour les quatre traitements. Cependant, on observe que l'augmentation dans l'année est fonction de la concentration initiale et la réactivité de la phase solide du sol vis-à-vis des ions phosphates :

- Pour le traitement Lb_F1 qui a une forte réactivité, l'évolution de la concentration des ions phosphates dans la solution est plus élevée malgré la faible concentration initiale des ions phosphates ($4 \mu\text{g P L}^{-1}$). Cette évolution varie de -14.1% à 12.8% par an selon le bilan (-50 à 50 kg P ha^{-1}) ou -50% à 75.1% sur 5 ans.
- Pour le traitement SCV_F1 ou SCV_F2 ou Lb_F2, cette évolution annuelle n'est pas trop importante. Elle varie entre -9% à 8.5% par an selon le bilan ou -36% à 47.3% sur 5 ans.

Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que dans celles obtenues dans d'autres sols ferralitiques comme les Oxisols de Colombie.

Les valeurs de C_p sont presque dix fois plus faibles dans nos sols ferralitiques par rapport à celles du Luvisol de France. Cet écart est le résultat de la différence de roche-mère et le type de pédogenèse mais aussi des différences de pratiques agricoles et tout particulièrement d'apport de phosphore.

La confrontation entre les valeurs observées au champ et celles simulées montre que, avec les hypothèses faites pour calculer ces simulations, les ordres de grandeur sont reproduites pour tous les traitements. La corrélation entre ces deux valeurs est quand même significative ($r^2 = 0,76$). Ce type de modélisation constitue donc une approche prometteuse puisqu'elle permet de disposer d'un outil de pilotage capable de prévoir les évolutions à long terme du P biodisponible. Cet indicateur traduit les évolutions observées du statut phosphaté dans les sols quel que soit le traitement : il

augmente lorsque le bilan de P est positif, reste stable si le bilan est équilibré et baisse en situations de déficit.

La variation de la concentration des ions phosphates dans le sol n'est pas seulement fonction des traitements apportés dans le sol mais aussi du bilan de P dans ce sol.

Cette étude nous a permis ainsi de conclure que :

La concentration des ions phosphates dans la solution du sol peut être améliorée en choisissant les bonnes pratiques agricoles, notamment le type de fertilisant utilisé et sa dose ainsi que le système de culture utilisé qui permet d'améliorer les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols. La prévision de l'évolution de cette concentration peut être aussi envisageable en établissant le bilan annuel du phosphore.

La dynamique des ions phosphates dans le sol peut être suivi à temps en utilisant le modèle mathématique paramétré ($P_r = vC_p^w t^p$) selon les traitements apportés dans le sol.

La fertilisation phosphatée de sol peut alors être raisonnée et programmée à partir de la connaissance du bilan de P dans le sol et en considérant la prévision de l'évolution de la concentration des ions phosphates dans le sol.

PERSPECTIVES

Dans notre travail, le choix d'un dispositif de longue date a été justifié par l'exigence d'avoir beaucoup de données pour être fiable dans le suivi de la dynamique des ions phosphates dans le sol. Les dispositifs mis en place par l'ONG TAFA et le CIRAD de puis 1991 ont été choisis pour répondre à notre objectif. Ces dispositifs semblent être représentatifs de la situation actuelle de Madagascar en terme de pratiques agricoles et type de sol. Toutefois, nous n'avons pu exploiter qu'un seul dispositif (Andranomanelatra) faute de disponibilité de quelques échantillons des terres et des plantes avant 1996 et la non concordance de tous les systèmes adoptés dans les dispositifs pour être comparable sur l'effet des traitements.

Nous n'avons pas pu dans le cadre de ce travail pousser plus loin l'analyse des relations entre la concentration des ions phosphates dans la solution du sol et le rendement des cultures. Étant donné que les facteurs climatiques et les attaques des ravageurs et des maladies qui influencent beaucoup la production agricole sont toujours imprévisibles. Le manque de références agronomiques ne permet pas de prévoir le niveau de rendement. De plus, nous n'avons pas encore des moyens et outils permettant de suivre ces aléas naturels, dans ce cas la prévision de l'évolution

des rendements n'est pas toujours facile même si on arrive à modéliser l'évolution de la biodisponibilité de P dans le sol.

L'étude sur les autres éléments qui pourraient interférer avec le phosphore et influencer sa biodisponibilité dans le sol n'a pas été faite.

Une difficulté importante que nous avons rencontrée pour réaliser la simulation des évolutions pluriannuelles de Cp dans le sol porte sur le manque de données de la concentration des ions phosphates dans la solution dans l'intervalle de temps 2004-2005. Faute de disposer d'échantillons de sol prélevés pendant ces périodes, il est toujours délicat de l'estimer a posteriori.

Face à ces différents résultats et des contraintes, les quelques recommandations pratiques pour l'amélioration de la productivité de ces sols méritent d'être étudiés profondément :

Le suivi et l'étude de tous les dispositifs doivent être faits systématiquement tous les ans tout en mentionnant les autres facteurs qui n'étaient pas prédéfinis dans le dispositif mais ayant influencé les rendements. Cela permet d'avoir des références agronomiques sur le dispositif et de prévoir aussi les effets imprévisibles des autres facteurs.

Pour compléter les résultats obtenus sur le milieu contrôlé comme le dispositif, il semble indispensable de faire des études de diagnostic dans différentes exploitations agricoles très diversifiées représentant toutes les situations possibles de l'espace rural de Madagascar tout en tenant compte de la variabilité des types de sols et des pratiques agricoles. Cela a pour intérêt d'avoir toutes les caractéristiques de nos exploitations permettant de paramétrer le modèle mathématique décrivant la dynamique des ions phosphates dans les sols cultivés de Madagascar. Le résultat de la confrontation de ces données sur le terrain et le modèle établi à partir des résultats des expérimentations permet d'avoir une bonne gestion de la fertilité des sols.

Enfin sur le plan technique, la recommandation agronomique, comme les doses d'engrais le choix du système de culture, au niveau des paysans devrait être basé sur les connaissances de la situation (culture pratiquée, historique du champ de culture,...) mais non pas sur des habitudes ou selon la disponibilité des engrais.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Académie des sciences**, 2007. Rapport sur la science et la technologie N° 27 : Cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux.
- Afnor**, 1999. Recueil de normes françaises. Qualité de sols : protocole d'évaluation d'une méthode alternative d'analyse physico-chimique quantitative par rapport à une méthode de référence. Afnor, Paris La défense, France.
- Arrivets J.**, 1998. Réflexion sur la fertilité des sols à Madagascar. CIRAD-CA Programme Cultures Alimentaires D'après aide mémoire d'une mission effectuée pour le Centre d'investissement de la FAO.
- Arvieu JC.**, 1980. Réaction des phosphates minéraux en milieu calcaire ; conséquences sur l'état et la solubilité du phosphore. Bull. Association Française Etude Sol, 3, 179-189.
- Baize D.**, 2000. Guide des analyses en pédologie, 2è éd., INRA, Paris. 280p.
- Balbino LC., Brossard M., Leprun JC et Bruand A.**, 2002. Mise en valeur des Sols ferralitiques de la région du Cerrado (Brésil) et évolution de leurs propriétés physiques. Étude et Gestion des Sols, Volume 9, pages 83-104.
- Balesdent J.** 1997. Un point sur les matières organiques des sols. Numéro spécial "Le sol, un patrimoine à préserver". Chambres d'Agriculture, supplément au n° 856, juin 1997, 17-22
- Barber SA.**, 1984. Essai de définition de la fertilité du sol. Bull. de l'AFES, 67 : 210-217.
- Barrow NJ.**, 1978. The description of phosphate adsorption curves. Journal of Soil Science, **29**, 447 – 462.
- Barrow NJ.**, 1979. The description of desorption of phosphate from soil. Journal of Soil Science, **30**, 259 – 270.
- Barrow NJ.**, 1984. Modelling the effects of pH on phosphate sorption by soils. Journal of Soil Science. 35: 283- 297.
- Barrow NJ., Bowden JW., Posner AM . and Quirk JP.**, 1990. An objective method for testing models of ion adsorption on variable charge surfaces. Australia Journal of Soil Research. 18: 37-47
- Beck MA., Robarge WP. and Buol SW.**, 1999. Phosphorus retention and release of organic carbon by two andisols. European Velayutham M. (1980) Journal of Soil Science, 50:157-164
- Bloom PR.**, 1981. Phosphorus adsorption by aluminium peat complex Soil Science Society of America Journal, 45:267-272
- Bolan NS.** 1991. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. *Plant and Soil* 134, 189-207.
- Bolan NS., Naidu R., Syers J.K., and Tillman R.W.**, 1999. Surface charge and solute interactions in soils. Adv. Agron. 67 : 87- 140.

- Bolland MDA. and Gilkes RJ.** 1998. The chemistry and agronomic effectiveness of phosphate fertilizer. In Rengel, Z. (Ed.). *Nutrient Use in Crop Production*. The Haworth Press, Inc., New York, pp. 139-163.
- Bonneau M. et Souchier B.,** 1994. Pédologie : Constituants et propriétés des sols, tome 2. Masson, Paris, deuxième édition. 665 pages.
- Börling, K., Barberis E., Otabbong, E.,** 2004. Impact of long-term phosphorus fertilisation on accumulation, sorption and release of phosphorus in five Swedish soil profiles. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **69**, 11 – 21.
- Boyer J.,** 1982. Les sols ferralitiques. Facteurs de fertilité et utilisation des sols. Tome X. Paris, ORSTOM, I.D.T., n°52. 384p.
- Bravo C., Torrent J., Giraldez JV., Gonzalez P. et Ordonez R.,** 2006. Long-term effect of tillage on phosphorus forms and sorption in a Vertisol of southern Spain. *Europ. J. Agronomy* 25 (2006) : 264-269.
- Brookes PC., Powlson DS. et Jekinson DS.,** 1984. Phosphorus in soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.* 14: 319-329.
- Bühler S., Oberson A., Sinaj S., Friessen DK. & Frossard E.,** 2003. Isotope methods for assessing plant available phosphorus in acid tropical soils. *Europ. Journal of Soil Science.* 54, 605-616.
- Chabierski S., Dabat M.H., Grandjean P., Ravalitéra A., Andriamalala H.,** 2005. Mise au point, évaluation et diffusion des techniques agro-écologiques à Madagascar. In Voly rakotra : articles et posters présentés au troisième congrès mondial de conservation Nairobi, Kenya, octobre 2005, p. 54-61.
- Chardon, WJ. and Blaauw, D.,** 1998. Kinetics Ferundlich equation applied to soils with a high residual phosphorus content. *Soil Science*, **163**, 30 – 35.
- Cobelli C., Foster D. & Toffolo G.,** 2000. Tracer kinetics in biomedical research. From data to model. Kluwer Academic, New York.
- Cole CV., Olsen SR. and Scott CO.,** 1953. The nature of phosphate sorption by calcium carbonate. *Soil Science. Soc.Amer.Proc.* 17:352-6.
- CPCS,** 1967 - Classification des sols, Commission de Pédologie et de Cartographie des sols. Document ronéoté, 96p.
- Dabin B.,** 1967. Application des dosages automatiques à l'analyse des sols. 3è partie, Cah. ORSTOM, sér. Pédologie, vol. 3, 257-286.
- Darrah, PR** 1993. The rhizosphere and plant nutrition: a quantitative approach. *Plant and Soil* 155/156, 1-20.
- Derpsch R.,** 1998. Frontiers in conservation tillage and advances in conservation practice. Proceedings of the International Workshop on Conservation Tillage for Sustainable Agriculture, Harare, Zimbabwe, FAO, GTZ, ZFU, FARMESA, ARC (<http://www.rolfderpsch.com>).

- Di HJ., Cameron KC., McLaren RG.,** 2000. Isotopic dilution to determine the gross transformation rates of nitrogen, phosphorus, and sulphur in soil: a review of theory, methodologies, and limitations. *Australie Journal of Soil Research*. **38**, 213 – 230.
- Dodor DE et Oya K.** 2000. Phosphate sorption characteristics of major soils in Okinawa, Japan. *Commun. Soil Science. Plant Anal.* **31** (3&4), 277-288.
- Doriot JM., Trévisan D., Vansteelant JY.** 1997. Transfert diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs: impacts, ordre de grandeur, mécanismes. pp250-264. In : *L'eau dans l'espace rural : agriculture et qualité de l'eau*. INRA Editions.
- Duchaufour Ph., Souchier B.,** 1980. pH et besoin en chaux. *C.R. Acad. Agric. France* : 391-399.
- Duchaufour Ph.,** 1995. Abrégé de pédologie: sol, végétation, environnement .Ed. Masson Paris 319p.
- Dubus IG., and Becquer T.,** 2001. Phosphorus sorption in oxide – rich Sols ferralitiques of New Caledonia. *Australian Journal of Soil Research.*, **39**, 403 – 414.
- Duval L.,** 1963. Etude des conditions de validité du dosage céruléomolybdique de l'acide phosphorique. Conséquences pratiques. *Chimie Analytique* **45** :237 :249.
- Duvigneaud P.,** 1985. Le cycle biologique dans l'écosystème forêt ; ENGREF Ed. Nancy 1 vol 150p.
- Espiau P.,** 1994. Le complexe adsorbant, chap. XX, 489-510, in Duchaufour et Souchier éd., *Pédologie*, 2, constituants et propriétés du sol, Masson, Paris.
- Evans CE. et Kamprath EJ.,** 1970. Lime response as related to percent Al saturation, solution Al and organic matter content. *Soil Science. Soc. Amer. Proc.* **34**, 6 : 893-396.
- Fallavier P.** 1996. Physico-chimie des sols tropicaux acides. In : Pichot J. (ed.), Sibelet N. (ed.), Lacoëuilhe J.J. (ed.). *Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides = [Fertility of environment and farmers strategies in humid tropics areas proceedings]*. Montpellier : CIRAD, p.23-39. *Fertilité du milieu et stratégies paysannes sous les tropiques humides*, 1995-11-13/1995-11-17, (Montpellier, France).
- Fardeau, JC. et Jappe, J.,** 1976. Nouvelle méthode de détermination du phosphore assimilable par les plantes: extrapolation des cinétiques de dilution isotopique. *C.R. Acad. Sci. Paris*, **t. 282 D**, 1137 – 1140.
- Fardeau JC.,** 1981. Cinétique de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols. Thèse de maître, Université Pierre et Marie Curie- Paris. 198 p. multigr.

- Fardeau JC. et Jappé J.** 1988. Valeurs caractéristiques des cinétiques de dilution isotopique des ions phosphates dans les systèmes sol-solution. pp.79-99. In : Phosphore et potassium dans les relations sol-plante : conséquences sur la fertilisation. INRA Editions, Paris.
- Fardeau JC., Morel C. et Boniface, R.,**1988 b. Pourquoi choisir la méthode Olsen pour estimer le phosphore "assimilable" des sols? *Agronomie* 8, 13-21.
- Fardeau JC., Morel C. et Boniface, R.,** 1991. Cinétiques de transfert des ions phosphate du sol vers la solution du sol: paramètres caractéristiques. *Agronomie* 11, 787-797.
- Fardeau JC. et Frossard E.,** 1992. Processus de transformation du phosphore dans les sols de l'Afrique de l'Ouest semi-aride : application au phosphore assimilable. Dans : *Phosphorus Cycles IN terrestrial and Aquatic Ecosystems of Semi- Arid Africa*, pages 108{ 128. SCOPE/UNEP proceedings.
- Fardeau JC.,** 1993. Le phosphore biodisponible des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomie* 13, 317-331.
- Fardeau JC. et Conesa AP.,** 1994. Le phosphore., chap. XXVI, pp 557-568 in Bonneau M et Souchier B, *Pédologie*, 2, constituants et propriétés du sol, Masson, Paris.
- Fardeau JC., Guiraud, G. and Marol C.,** 1996. The role of isotopic techniques on the evaluation of the agronomic effectiveness of P fertilizers. *Fertilizer Research* 45, 101-109.
- Fardeau JC.,** 1996. Dynamics of phosphate in soils. An isotopic outlook. *Fertilizer Research* 45, 91-100.
- Fardeau JC., Dorioz JM.,** 2001. La dynamique du phosphore dans les zones humides. In : Fustec E et Lefeuvre JC (eds). *Fonctions et valeurs des zones humides*. pp 143-459. Dunod. Paris.
- Feller C.,** 2007. Les sols tropicaux en semis direct sous couvertures végétales. Communiqué de presse (CD rom). Séminaire international à Madagascar 2007.
- Friessen DK., Rao IM., Thomas RJ., Oberson A. Sanz JI.,** 1997. Phosphorus acquisition and cycling in crop and pasture systems in low fertility tropical soils. *Plant Soil* 196:289-294.
- Frossard E., Truong B. et Jacquin F.,** 1986. Influence de l'apport de composés organiques sur l'adsorption et de la désorption des ions phosphates en sol ferrallitique ; *Agronomie*, 6 : 503-508.
- Frossard, E., Fardeau JC. Brossard M., Morel JL.,** 1994. Soil isotopically exchangeable phosphorus: a comparison between E and L values. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:846-851.

- Frossard E., Brossard M., Hedley MJ. Et Metherell A., 1995.** Reactions controlling the cycling of P in soils. Dans : Phosphorus in global environment, édité par T.H., tome 54, pages 108-137. John Wiley and Sons Ltd., Paris.
- Frossard E. & Sinaj S., 1997.** The isotope exchange kinetic technique: a method to describe the availability of inorganic nutrients. Applications to K, PO₄, SO₄ and Zn. *Isotopes Environ. Health Stud.* 33, 61-77.
- Frossard E., Julien P., Neyroud JA., et Sinaj S., 2004.** Le phosphore dans les sols, les engrais, les cultures et l'environnement : Etat de la situation en Suisse. *Cahier de l'environnement N°368. Sol. Publié par l'Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP) Berne.*
- Gachon L., 1972.** Fractionnement du phosphore labile en relation avec le type de sol. *Ann. Agron.* 23(4), 429-444.
- Gaume A. 2000.** Low-P tolerance of various maize cultivars : the contribution of the root exudation. PhD Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Diss ETH Nr. 13529.
- Geelhoed J., Hiemstra T., Van Riemsdijk WH. 1997.** Phosphate and sulphate adsorption on goethite : single anion and competitive adsorption. *Cosmochimica et Geochimica Acta* 61, 2389-2396.
- Geelhoed J., Hiemstra T. et Van Riemsdijk WH., 1998.** Competitive interaction between phosphate and citrate on goethite. *Environmental Science and technology*, 32 : 2119-2123.
- Gérard E., 1999.** Caractérisation du cadmium phytodisponible par des méthodes isotopiques. Thèse doct. INPL. Sci. Agro. 153p.
- Gerke J. et Hermann R., 1992.** Adsorption of orthophosphate to humic-Fe complexes and amorphous Fe-oxide. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 155 : 233-236.
- Ghosh PK., Ajay, Bandyopadhyay KK., Manna MC., Mandal KG., Misra AK. et Hati KM., 2004a** - Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. II. Dry matter yield, nodulation, chlorophyll content and enzyme activity. *Bioresource Technology*, 95, 85-93.
- Ghosh PK., Ramesh P., Bandyopadhyay KK., Tripathi AK., Hati KM., Misra AK. et Acharya CL., 2004b** - Comparative effectiveness of cattle manure, poultry manure, phosphocompost and fertilizer-NPK on three cropping systems in vertisols of semi-arid tropics. I. Crop yields and system performance. *Bioresource Technology*, 95, 77-83.
- Goldberg S. et Sposito G., 1984.** A chemical model of phosphate adsorption by soils. I: Reference oxide minerals. *Soil Science Society of America journal*, 48: 779-783.

- Guivarch A.**, 2001. La valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de station d'épuration urbaines. Thèse de Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine. Spécialité : sciences agronomiques. 306p.
- Hammond LL, Chien SH et Mokwunye AU.** 1986. Agronomic value of unacidulated and partially acidulated phosphate rocks indigenous to the tropics. *Advance in Agronomy* 40, 89-140.
- Haygarth PM. & Jarvis SC.**, 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soils. *Advance in agronomy* 66, 195-249.
- Haynes RJ.**, 1984. Lime and phosphate in soil plant system. *Advance in Agronomy*, 37 : 249- 315.
- Hendershot WH. et Lavkulich LM.**, 1983. Effect of sesquioxide coating on surface charge of standard mineral and soil samples. *Soil Science Society of America Journal*, 47: 1252-1260.
- Hinsinger P.**, 1998. How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in the rhizosphere. *Advance in Agronomy* 64, 225-265.
- Hinsinger P.** 2004. Nutrient availability and transport in the rhizosphere. In "Encyclopedia of Plant and Crop Science", 3rd Ed. Marcel Dekker, Inc. : USA, 1094-1097.
- Hinsinger P., Schneider A., Dufey JY.**, 2004. Le sol: ressource en nutriments et biodisponibilité. In: Giard, M.C., Walter, C., Rémy, J.C, Borthelin, J., Morel, J.C. (eds). *Sols et Environnement. Sciences Supérieures Dunod*, Paris pp. 285 – 305.
- Hocking JP., Randall PJ., Delhaize E., Keerthisinghe G.** 1999. The role of organic acids exuded from roots in phosphorus nutrition. In *Management and conservation of tropical acid soils for sustainable crop production. Proceedings of a consultants meeting organized by the Joint FAO/IAEA Division of nuclear Techniques in Food and Agriculture and held in Vienna, 1-3 March 1999*; 61-70.
- Hue NH.**, 1991. Effects of organic acids/ anions on P sorption and phytoavailability in soils with different mineralogies. *Soil Science*; 152(6): 463-471.
- Husson O., Séguy L., Michellon R. and Boulakia S.**, 2006. Restoration of acid soil systems through agroecological management. Pp. 343-356. In : *Biological approaches to sustainable soil systems*. Ed. N. Uphoff et al. CRC Taylor & Francis.
- Husson O.**, 2004. *Le Semis Direct sur Couverture Végétale Permanente : Enjeux et potentiel pour une agriculture durable à Madagascar*, 4p.
- Iyamuremye, F., Dick, RP.** 1996. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. *Advance in Agronomy* 56:139-185.
- Jaillard B., Schneider A., Mollier A., Pellerin S.**, 2000. Modélisation du prélèvement minéral par les plantes fondée sur le fonctionnement bio-physico-

- chimique de la rhizosphère. Les colloques, n° 93 : Fonctionnement des peuplements végétaux sous contraintes environnementales. Paris, 20-21 janvier 1998. 253-288p.
- John MK.**, 1970. Colorimetric determination of phosphorus in soil and plant materials with ascorbic acid. *Soil Science*. 109 : 214-220
- Khiari L. and Parent LE.**, 2005. Phosphorus transformations in acid light-textured soils treated with dry swine manure. *Canadian. J. Soil Sci.* 85:75-87.
- Kodama H. et Webber MD.**, 1975. Clay- inorganic studies. II. Hydroxy aluminium phosphate- montmorillonite complexe. *Can. J. Soil Sci.*, 55: 225-233.
- Kyle JH., Posner AM. Et Quirk JP.**, 1975. Kinetics of isotopic exchange of phosphate adsorbed on gibbsite. *Journal of Soil Science*, 26: 32-43.
- Lan M., Comerford NB. et Fox TR.**, 1995. Organic anions effects on phosphorus release from spodic horizons. *J. Am. Chem. Soc.*, 40: 1361-1403.
- Larsen S.**, 1952. The use of ³²P in studies on the uptake of phosphorus by plants. *Plant Soil* 4, 1–10.
- Larsen S.**, 1967. Soil phosphorus. *Advances in Agronomy*, 19 : 151-210.
- LAS**, 2006. Laboratoire d'Analyses des sols, INRA, Arras. Menus analytiques (à usage externe à la recherche). http://www.arras.inra.fr/pages/menu_nalytique_exter.htm
- Lemanceau P. et Heulin T.**, 1998. la rhizosphère. Pp.93-104. in : sol : interface fragile. COORD.P. Stengel S. Gelin INRA Editions. Collections « Mieux Comprendre ».
- Levesque M et Schnitzer M.**, 1969. Characterization of model and soil organic matter metal-phosphate complexes. *Canadian Journal of Soil Science*, 49 : 365-375.
- Lindsay W., Vlek P. et Chien S.**, 1989. Phosphate minerals. Dans: *Minerals in soils environment*, édité par D. JB et W. S.B., pages 1089-1130. Soil Science Society of America Journal, Madison USA.
- Madrid R., Diaz- Barrientos E. et Contreras MC.**, 1991 . Relation ships between zinc and phosphate adsorption on montmorillonite and iron oxyhydroxide. *Australian Journal of Soil Research*. 29: 239-247.
- Maertens E., Thijs A., Smolders E., Degryse F., Cong PT., Mercks R.**, 2004. An anion resin membrane technique to overcome detection limits of isotopically exchanged P in P-sorbing soils. *European Journal of Soil Science*, 55 : 63–69.
- Magdoff F., Lanyon L., Liebhardt B.**, 1997. Nutrient cycling, transformations, and flows : implications for a more sustainable agriculture. *Adv. Agron.* 60:1-73.
- Maire V.**, 2005. Evaluation expérimentale d'un modèle de prélèvement du phosphore par une culture de maïs irriguée sur un sol sableux landais. INRA Bordeaux, rapport de recherche, 50p.

- Marschner H.** 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. London. Academic Press. 889.
- Martin E. et Morel C.,** 2002. Détermination du flux brut des ions phosphates transférés entre le sol et la solution : évaluation par la méthode de traçage des ions P en solution et de l'analyse de leur dilution isotopique dans une suspension de sol à l'état stationnaire et par le dosage des ions P en solution. Protocole d'analyse au laboratoire (Document interne : communication personnelle).
- Martin AE. et Reeve R.,** 1957. Chemical studies of podzolic horizons. II. The use of acetylacetone as extractant of translocated organic matter. *Journal of Soil Science*, 8(1): 279- 286.
- Masson P., Morel, C., Martin, E., Oberson, A. and Friesen, D.** 2001. Comparison of soluble P in soil water extracts determined by ion chromatography, colorimetric, and inductively coupled plasma techniques in ppb range. *Commun. Soil Science. Plant ana.*, 32 (13&14) : 2241-2253.
- Mathieu C. et Pieltain F.,** 2003. Analyse chimique des sols : méthodes choisies, éd. TEC et DOC Lavoisier Paris. 387p.
- Mc Laughlin JR., Ryden JC. et Syers JK.,** 1981. Sorption of inorganic phosphate by iron- and aluminium- containing components. *Journal of Soil Science*, 32: 365-377.
- Mehra, OP., et Jackson, ML.,** 1960 Iron oxide removal from soils and clays by dithionite-citrate system buffered with sodium carbonate. *Clays and Clay Minerals*, proceedings 7th National Conference, Washington DC, 1958, 317-327, Pergamon Press, New York.
- Michellon R., Razanaparany C., Moussa N., Andrianasolo H., Fara Hanitriniaina JC., Razakamanantoanina R., Rakotovazaha L., Randrianaivo S., Rakotoniaina F.,** 2004. Rapport de campagne 2002-2003 Hautes Terres et Moyen Ouest, 98p
- Michellon R., Razanaparany C., Moussa N., Rakotovazaha L., Fara Hanitriniaina JC., Razakamanantoanina R., Randrianaivo S., Rakotoarimanana R.,** 2007. Rapport général d'exécution dans les Hautes Terres et Moyen Ouest, campagne 2005-2006, 177p
- Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche,** 2004. Lettre de Politique de Développement Rural à Madagascar.
- Mollier A. and S. Pellerin.,** 1999. Maize root system growth and development as influenced by phosphorus deficiency. *Journal of Experimental Botany* 50: 487-497.
- Morel C. et Fardeau JC.,** 1987. Le phosphore assimilable des sols intertropicaux: ses relations avec le phosphore extrait par deux méthodes chimiques. *L'Agronomie Tropicale*, 42:248-257.

- Morel, C. and Plenchette, C.**, 1994. Is the isotopically exchangeable phosphate of a loamy soil the plant – available P. *Plant and Soil*, **158**, 287 – 297.
- Morel C., Pellerin S.**, 1997. Concentration dans la solution du sol et biodisponibilité du phosphore dans les sols de quelques régions agricoles françaises. Confrontation avec les besoins des cultures. Journées AFES du 6 mars 1997, Paris, France.
- Morel, C., Tunney, H., Plenet, D., Pellerin, S.**, 2000. Transfer of phosphate ions between soil land solution. Perspectives in soil testing. *Journal of Environmental Quality*, **29**, 50 – 59.
- Morel C.** 2002. Caractérisation de la phytodisponibilité du phosphore du sol par la modélisation du transfert des ions phosphates entre le sol et la solution. Considérations théoriques et analyses du cycle de P et du comportement des plantes dans les parcelles de grandes cultures. Mémoire d'HDR à l'Institut National Polytechnique de Lorraine, 80 p.
- Morel C, Schneider A. and Plénet D.** 2004. Modelling phosphorus bioavailability in the arable layer of a sandy soil cropped and fertilized for 28 years. Geophysical Research Abstracts, Vol 6.
- Morel R.**, 1996. Les sols cultivés. Lavoisier, deuxième édition. 378 pages.
- Morrison & Boyd**, 1973. Organic chemistry. Allyn and Bacon, Boston.
- N'Dienor M**, 2006. Fertilité et gestion de la fertilisation dans les systèmes maraîchers périurbains des pays en développement : intérêts et limites de la valorisation agricole des déchets urbains dans ces systèmes, cas de l'agglomération d'Antananarivo (Madagascar). Thèse de doctorat de l'INAPG. 179p
- Negrin MA., Espino- Mesa M et Hernandez- Moreno J.**, 1996. Effect of water : soil ratio on phosphate release : p, aluminium and fulvic acid associations in water extracts from Andisols and Andic soils. *European Journal of Soil Science*, 47: 385-393.
- Némery, J., Garnier, J., Morel, C.**, 2004. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs diffuse sources, dissolved vs particulate forms. *Biogeochemistry*. 72, 35- 66.
- Newman, El.** 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology* 83, 713-726.
- Nilsson N. Leovgren L. et Sjöberg S.**, 1996. Competitive surface complexation of o{phtalate and phosphate on goethite α -FeOOH particules. *Geochimica Acta*, 60(22): 4385-4395.

- Nwoke, OC., Vanlauwe, B., Diels, J., Sanginga, N., Osonubi, O., Merckx, R., 2003.** Assessment of labile phosphorus characteristics in relation to soil properties of West African savanna soil. *Agriculture Ecosystem and Environment*, **100**, 285-294.
- Oberson A., Friesen DK., Tiessen H., Morel C., Stahel W., 1999.** Phosphorus status and cycling in native savanna and improved pastures on an acid low-P Colombian Oxisol. *Nutrient Cycling in Agroecosystem*, **55** :77-88.
- Odum HT., 1971.** Environment, Power and Society.
- Oldeman LR., 1988.** An Agroclimatic Characterization of Madagascar, ISRIC, FOFIFA, IRRI , 64 p.
- Orsini L. and Rémy JC., 1976.** Utilisation de chlorure de cobaltihexammine pour la détermination simultanée de la capacité d'échange et des bases échangeables des sols. *Bull. AFES*, **4**, 269 – 279.
- Owusu-Bennoah E., Fardeau JC. & Zapata F., 2000.** Evaluation of bioavailable phosphorus in some acid soils of Ghana using ³²p isotopic exchange method. *Ghana Journal of Agricultural Science*, Vol. 33, No. 2.
- Parent LE., Pellerin A., Khiari L., 2002.** Le flux et la dynamique du phosphore dans les sols agricoles québécois : Colloque sur le phosphore nov. 2002, 27p.
- Parfitt RL., Fraser AR., Russel JD. et framer VC., 1977.** Adsorption on hydrous oxides. II Oxalate, benzoate and phosphate on gibbsite. *Journal of Soil Science*, **28**: 40-47.
- Parfitt RL., Atkinson RJ. et Smart R., 1975.** The mechanism of phosphate fixation by iron oxides. *Soil Science Society of Americ journal*, **39**: 837-842.
- Pellerin F., Pellerin S., Vilette C., Boiffion j., 2000.** Evolution du raisonnement de la fertilité phosphatée des grandes cultures. Etude par simulation de l'évolution des préconisations de fumure sur un échantillon test représentatif des sols et des successions de culture de Nord du bassin parisien. *Etude et gestion des sols* **7**, 53-71.
- Pellerin S., Dorioz JM., Morel C., 2005.** Bilan environnemental du Phosphore. In *Sols et Environnement*, Dunod, Paris, France.
- Perrott KW., Landgdon AG. et Wilson AT., 1974.** Sorption of phosphate by aluminium- and iron(III)- hydroxyl species on mica surface. *Geoderma*, **12**: 223-231.
- Pichot J. et Roche P., 1972.** Phosphore dans les sols tropicaux. Communication au Séminaire sur la Fertilité des sols, Ibadan, 939-965.
- Pierri C., 1985.** Bilans minéraux des systèmes de cultures pluviales en zones arides et semi-arides. *L'Agronomie Tropicale* **40** : 1-20.
- Pierzynski GM., 1991.** The chemistry and mineralogy of phosphorus in crystal and fertilized soils. *Critical reviews in Environment Control*, **21**: 265-295.

- Plenchette C.**, 1991. Utilisation des mycorhizes en agriculture et en horticulture. Dans : les Mycorhizes de Arbres et des Plantes Cultivées, édité par Strullu, pages 131-196. Lavoisier Paris.
- Plenet D., S Etchebest, A. Mollier and S. Pellerin**, 2000. Growth analysis of maize field crops under phosphorus deficiency.I. Leaf growth. Plant & Soil 223: 113-130.
- Pypers P., Van Loon L., Diels J., Abaidoo R., Smolders E. & Merckx R.**, 2006. Plant-available P for maize and cowpea in P-deficient soils from the Nigerian Northern Guinea savanna – Comparison of E- and L-values. Plant and Soil 283 : 251–264.
- Rabary B., Sall S., Letourmy P., Husson O., Ralambofetra E., Moussa N., Chotte JL.**, 2008. Effects of living mulches or residue amendements on soil microbial properties in direct seeded cropping systems of Madagascar. Applied soil ecology, **39** (2) : 236-243.
- Rabeharisoa L.**, 1985. Etude de l'influence de l'aluminium échangeable sur la dynamique du phosphore et son assimilation par le blé dans un sol ferrallitique de la région d'Ambohimandroso. Utilisation du $^{32}\text{PO}_4^{---}$. DEA de Sciences biologiques appliquées. Option Physiologie végétale appliquée à l'agronomie, 59 p.
- Rabeharisoa L.**, 2004. Gestion de la fertilité et de la fertilisation phosphatée des sols ferrallitiques des hautes terres de Madagascar. Thèse de Doctorat de l'Université D'Antananarivo, Spécialité : science du sol. 202p.
- Rabeharisoa L.**, 2007. Libérons le phosphore. Communication personnelle. AcNALS (Académie Nationale des Arts, des Lettre et des Sciences)
- Rajan SSS et Fox RL.** 1975. Phosphate adsorption by soils:II. Reaction in tropical acid soils. Soil Sci. Soc .Amer. Proc. 39, 846-851.
- Rajan SSS, Watkinson JH et Sinclair AG.** 1996. Phosphate rocks for direct application to soils. Advance in Agronomy 57, 77-159.
- Rakotondravelo JC.**, 2003. Les grands systèmes de culture des petites exploitations malgaches et les modes de reproduction de la fertilité des sols. Actes du Colloque scientifique international « Sol, environnement et développement » organisé dans le cadre de la célébration du centenaire de l'AcNALS. (Académie Nationale des Arts, des Lettre et des Sciences), 49
- Ramanankasina E., Rabeharisoa L.**, 2003. La terre, un héritage à bien gérer. Actes du Colloque scientifique international « Sol, environnement et développement » organisé dans le cadre de la célébration du centenaire de l'AcNALS. (Académie Nationale des Arts, des Lettre et des Sciences), 49 : 43-50.
- Randriamanantsoa L.**, 2008. Stage de manipulation de radioisotopes de phosphore. Rapport technique AIEA. 31 Pages.

- Randrianntsoa M.**, 2001. Rôle de la matière organique dans la fertilité phosphorique d'un sol ferrallitique des hautes terres malgaches. DEA de l'Ecole Nationale Agronomique de Lorraine France.
- Rasoloniaina M.**, 2005. – Caractérisation des impacts de différents systèmes de culture en semis direct sur couverture végétale sur la réduction de ruissellements et érosions. Mémoire d'ingénieur de l'Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo, 49p.
- Razafimbelo T.**, 2005. Stockage et protection du carbone dans un sol ferrallitique sous systèmes en semis direct avec couverture végétale des hautes terres malgaches. Thèse de Doctorat en Science du Sol de l'ENSAM, 123p.
- Razafimbelo T.**, Albrecht A., Basile I., Borschneck D., Bourgeon G., Feller C., Ferrer H., Michellon R., Moussa N., Muller B., Oliver R., Razanamparany C., Séguy L., Swarc M. 2006. Effet de différents systèmes de culture à couverture végétale sur le stockage du carbone dans un sol argileux des Hautes Terres de Madagascar. *Etude et Gestion des Sols* 1 (2) 113-127.
- Razafimbelo T., Albrecht A., Oliver R., Chevallier T., Chapuis-Lardy L., Feller C.**, 2008. Aggregate associated-C and physical protection in a tropical clayey soil under Malagasy conventional and no-tillage systems. *Soil & Tillage Research* 98 : 140–149.
- Ritchie GSP.**, 1989. The Chemical behaviour of aluminium, hydrogen and manganese in acid soils. Soil acidity and plant growth. Academic Press Australia, 1-60.
- Roche P.**, 1983. Les méthodes d'appréciation du statut phosphorique des sols. Leur application à l'estimation des besoins en engrais phosphatés. In : *IMPHOS Proceedings of the 3rd International Congress on Phosphorus Compounds*. Casablanca (Morocco) : 165-93.
- Römer W., Augustin J., Schiling G.**, 1988. The relationship between phosphatz absorption and root length in nine wheat cultivars. *Plant Soil* 111: 199- 201.
- Roederer P.**, 1971. *Les sols de Madagascar*, Sciences de la terre, Pédologie, 5, ORSTOM, Paris ,56 p.
- Schachtman DP, Reid RJ et Ayling SM.** 1998. Phosphorus uptake by plants: from soil to cell. *Plant Physiol.*, 116: 447-453.
- Schneider A. and Morel C.**, 2000. Relationship between the isotopically exchangeable and resin – extractable phosphate of deficient to heavily fertilized soil. *European Journal of soil Science*, **51**, 709 – 715.
- Schneider A., Mollier A., Morel C.**, 2003. Modelling the kinetics of the solution phosphate concentration during sorption and desorption experiment. *Soil Science*, **168** (9), 627 – 636.

- Scheiner JD., Gutiérrez Boem FH., Lavado RS.** 2000. Dinámica de la absorción y partición de nutrientes en soja. YTON. 69 : 77 - 84.
- Schwertmann U. et Herbillon AJ.,** 1992. Some aspects of fertility associated with mineralogy of highly weathered tropical soils, pages 47-59. SSSA special publication 29.
- Séguy L. et Bouzinac S.,** 1999. Cultiver durablement et proprement les sols de la planète, en semis direct, 13p.
- Séguy L., Bouzinac S. et Maronezzi A. C.,** 2001 - Systèmes de culture et dynamique de la matière organique. Brésil, CIRAD-CA - AGRONORTE PESQUISAS - GROUPE MAEDA – ONG TAF/FOFIFA/ANAE.
- Seguy L. et Bouzinac S.,** 2005 - Rapport synthétique CIRAD Brésil 2002 - 2004. Brésil, CIRAD, 26p.
- Séguy L., Bouzinac S. and Husson O.,** 2006. Direct-seeded tropical soil systems with permanent soil cover. Pp. 323-342. In: Biological approaches to sustainable soil systems. Ed. N. Uphoff et al. CRC Taylor & Francis.
- Sikora FJ et Giordano PM.** 1995. Future directions for agriculture phosphorus research. *Fertilizer Research* 41, 167-178.
- Silva MLN., Freitas PL., Blancaneau P., Curi N., Lima JM.,** 1997 - Relação entre parâmetros da chuva e perdas de solo e determinação da erodibilidade de um Latossolo Vermelho-escuro em Goiânia (GO). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21, 131-137.
- Simard RR., Beauchemin S., PM. Haygarth,** 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29 :97104.
- Sinaj S. , Mächler, F., Frossard, E., Faisse C., Oberson, A. and Morel, C.** 1998. Interference of colloidal particle in the determination of orthophosphate concentration in soil water extracts. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 29 : 1091-1105.
- Singh B., and Gilkes RJ.** 1991. Phosphorus sorption in relation to soil properties for the major soil types of South – western Australia. *Australian Journal of Soil Research.*, 29, 603 – 618.
- Steen, P.** 1998. Phosphorus Availability in the 21st century: management of a non renewable resource. *Phosphorus and Potassium* 217.
- Stroia C., Morel C., and Jouany C.,** 2006. Dynamics of diffusive soil phosphorus in two grassland experiments determined both in field and laboratory conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119 : 60-74.
- Syers JK. et Curtin D.,** 1989. Inorganic reaction controlling phosphorus cycling. Dans : *Phosphorus cycles in terrestrial and aquatic ecosystems. Regional workshop 1: Europe*, édité par S. proceeding, pages 17-29.

- Thibaud MC., Morel C. and Fardeau JC.,** 1988. Contribution of phosphorus issued from crop residues to plant nutrition. *Soil Science. Plant Nutrition* 34 : 481-491.
- Tisdale SL., Nelson WL.** 1975. *Soil Fertility and Fertilizers*. Macmillan Publishing Co. Inc. New York. U.S.A. 694 p.
- Torrent J., Schertmann U. et Barrow V.,** 1990. Phosphates adsorption and desorption by goethites deterring in crystal morphology. *Soil Science Society of America Journal*, 54: 1007-1012.
- Torrent J.,** 1997. Interactions between phosphate and iron oxide. *Advances in GeoEcology* 30 : 321-344.
- Turner BL.,** 2006. Organic phosphorus in Madagascar rice soils. *Geoderma*, 136 : 279-288.
- Ulrich B.,** 1973. Influence de la fertilisation sur le cycle des éléments nutritifs dans les écosystèmes forestiers. C.R. Congrès PARIS 1973 IUFRO. FAO. P. 23-34.
- Van der Lee J. et De Windt L.,** 2002. CHES tutorial and cookbook. Version 3.0. Report Nr. LHM/RD/02/13. Ecole des Mines de Paris Centre d'Informatique Géologique.
- Van Veldhoven PP. and Manaerts GP.,** 1987. Inorganic and organic phosphate measurements in the nanomolar range. *Analytical Biochemistry* 161 : 45-48.
- Vanden B.,** 1999. Devenir du phosphore apporté sur les sols et risques de contamination des eaux de surface. Cas des boues de stations d'épuration. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes 1, n° d'ordre 2263. 282p.
- Violante A.; Rao MA.; De Chiara A. et Li G.,** 1996. Sorption of phosphate and oxalate by synthetic aluminium hydroxysulphate complex. *European Journal of Soil Science*, 47: 241-247.
- Zebrowski C. et Ratsimbazafy C.,** 1979 - Carte pédologique de Madagascar au 1/100000. Feuille Antsirabe. Paris, Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer.
- Zemoura AEK.,** 2005. Etude comparative de quelques méthodes de dosage de phosphore assimilable des sols calcaires en région semi-aride (W. DE BATNA), Mémoire de Magister, 135p.
- <http://www.census.gov/ipc/www/idb/country/maportal.html>

ANNEXES

ANNEXE I : DOSAGE COLORIMÉTRIQUES DES IONS PHOSPHATES

1. Principe et théorie :

La détermination des ions phosphates en solution s'effectue en deux étapes. La première consiste en une hydrolyse acide des phosphates présents dans l'échantillon.

Dans la seconde étape, les ions orthophosphates réagissent avec les ions molybdates pour former un complexe phosphomolybdate dans un milieu acide et avec de vert de malachite.

2. La gamme d'étalonnage:

Il faut trouver la relation entre l'intensité de la coloration et la concentration en phosphore dissous. La première opération consiste à cerner le domaine d'applicabilité de la méthode, c'est à dire la gamme de concentration où on pourra appliquer la loi de Beer-Lambert, généralement pour une absorbance inférieure à 1. Pour cela, préparer une solution de phosphate à une concentration connue comprise dans la gamme de mesure. Le but est de tracer une courbe d'étalonnage à l'aide d'une solution de différentes concentrations connues en mesurant ainsi leur absorbance. Une fois tracée, la courbe d'étalonnage permettra de définir la concentration inconnue d'une même solution. Et là, c'est toute une histoire de précision, que l'on retrouve dans la pente de la courbe d'étalonnage.

Solution étalon de phosphore de 1 000 mg/l P (solution mère) :

Dissoudre 4,394 g de KH_2PO_4 préalablement séché à 105 °C dans environ 800 ml d'eau, ajouter 1 ml de la solution de H_2SO_4 9 N et compléter à 1 000 ml avec du H_2O . Cette solution se conserve deux ans à 4 °C.

Solution étalon de phosphore de 1 mg/l P (solution fille) :

Prélever avec une pipette 1 ml de la solution étalon de phosphore de 1 000 mg/l dans 1000 ml d'eau.

Cette solution se conserve six mois à 4 °C.

Préparation de la gamme étalon de 0, 0,01, 0,02, 0,04, 0,06, 0,08, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 et 0,5 mg/l P en utilisant la cuve de 10 cm de trajet optique :

Dans une série de tubes de 20 ml, introduire à l'aide de pipettes 0, 0,01, 0,02, 0,04, 0,06, 0,08, 0,1, 0,2, 0,3, 0,4 et 0,5 ml de la solution étalon de phosphore de 1 mg/l P et compléter jusqu'à 10 ml avec de l'eau ultrapure.

La gamme étalon est définie entre 0 et 0,5 mg P car au-delà de ces valeurs la relation entre absorbance et quantité de P n'est plus linéaire.

Cette gamme étalon doit être préparée pour chaque série de manipulation des échantillons.

Figure 1 : Préparation de la gamme étalon

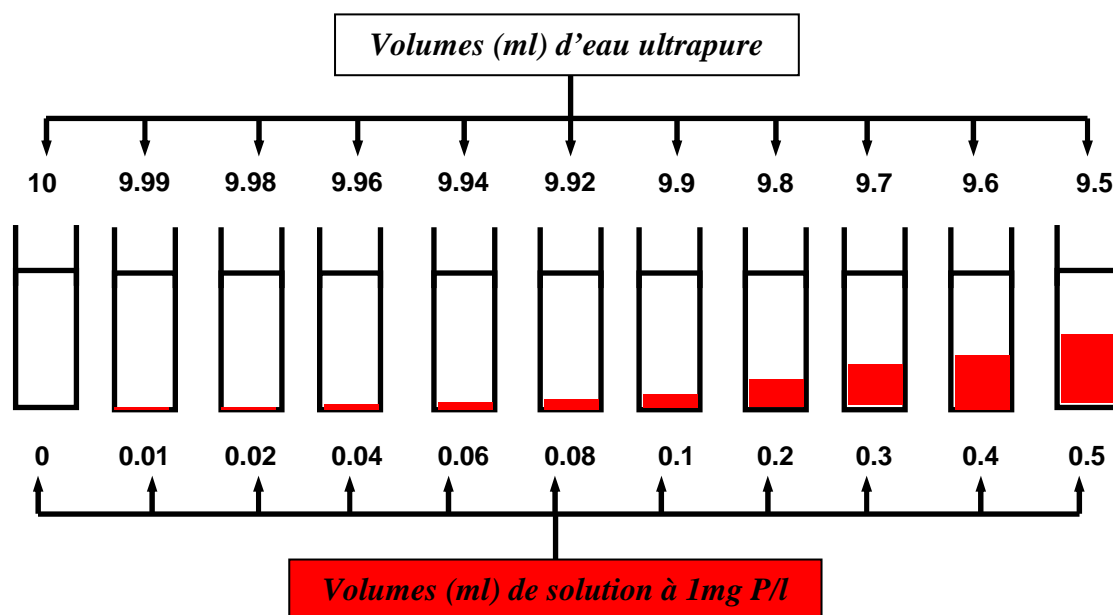
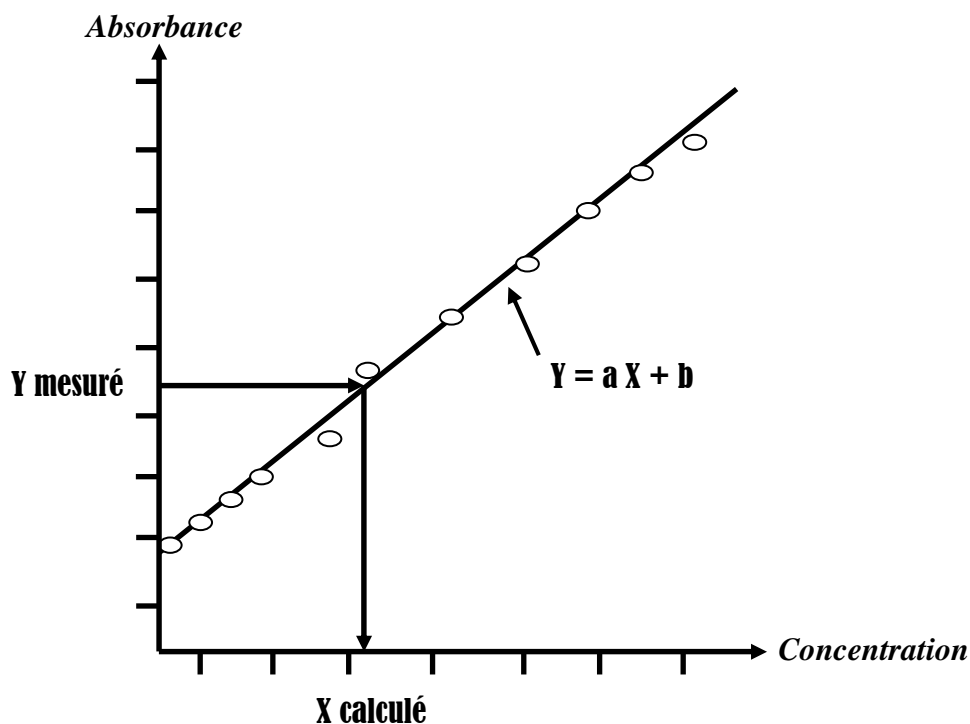


Figure 2 : Principe et courbe d'étalonnage



Mesurer alors directement le phosphore dans les échantillons proposés. Pour la préparation de la gamme étalon et les échantillons, nous avons utilisé l'eau ultrapure.

3. Préparation de l'échantillon

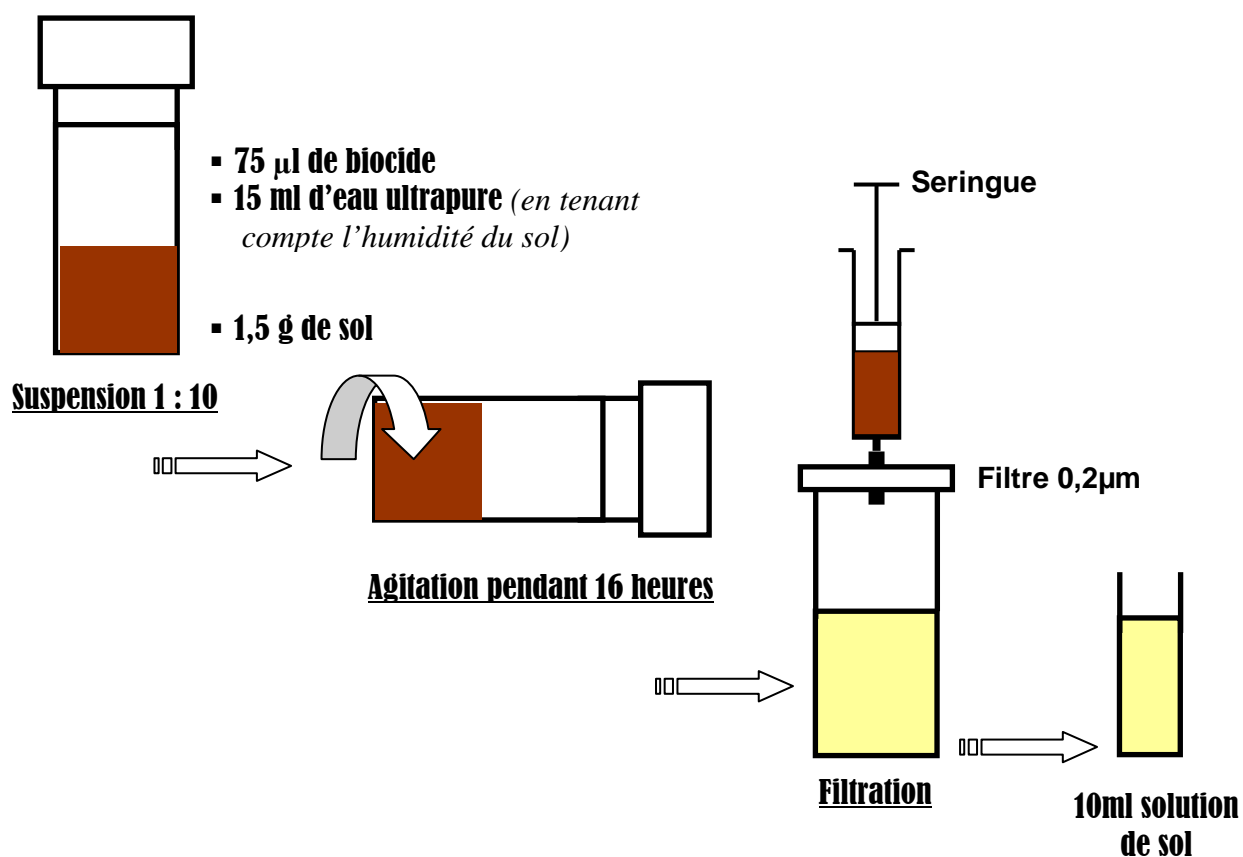
Pour toute série d'échantillons, les recommandations des « Lignes directrices concernant l'application des contrôles de la qualité en chimie », sont suivies afin de s'assurer sur la qualité (**blanc, répétition, etc.**). Tous ces éléments d'assurance et

de contrôle de la qualité suivent les mêmes étapes du protocole analytique que les échantillons.

Les échantillons et les témoins (10 blancs) sont traités de la même façon que les solutions étalons.

- Déterminer le pourcentage d'humidité de l'échantillon à 105°C.
- Pour les échantillons de terre, homogénéiser l'échantillon non séché avec une spatule afin d'avoir un échantillon représentatif. Peser environ 1,5 g équivalent sec d'échantillon de matrice humide dans un tube de 20 mm et ajouter environ 15 ml d'**eau ultrapure**.
- Faire trois répétitions pour chaque échantillon.
- Dans chacun des tubes, ajouter 75 µl de biocide (µ-o-protect ou Toluène)
- Agiter les échantillons et les 10 blancs sur le mélangeur à rouleau pendant 16 heures.
- Filtrer avec un filtre de porosité de 0,2 µm.
- Prendre 10 ml de la solution de sol pour le dosage

Figure 3 : Préparation de la solution de sol



4. Préparation et ajout des réactifs :

Pour former le complexe phosphomolybdate en milieu acide et avec le vert de malachite, il nous faut préparer 2 réactifs

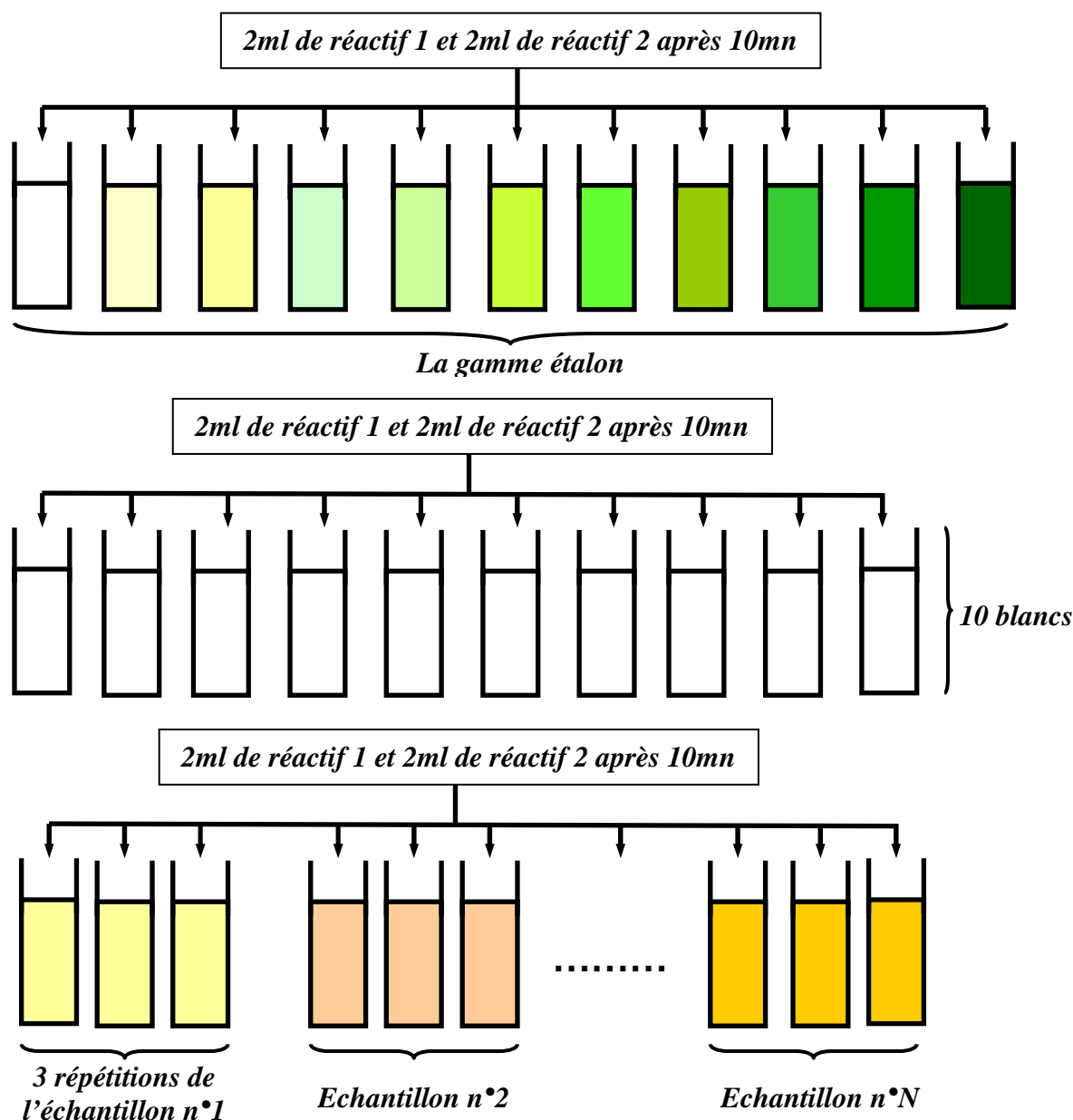
Le **réactif 1** est préparé, en mélangeant d'abord 168 ml d'acide sulfurique concentré avec 700 ml d'eau. Puis, après avoir refroidi l'ensemble dans la glace pour combattre l'échauffement dû à la dissolution de l'acide sulfurique, on rajoute 17,55 g de molybdate d'ammonium $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}, 4\text{H}_2\text{O}]$. On porte ensuite à 1000 ml avec de l'eau.

Pour le **réactif 2**, on dissout dans 700 ml d'eau, à 80-90°C, 3,5g de PVA (alcool polyvinylique). Après refroidissement, on ajoute 0,35g de vert de malachite et filtrer sur Whatman N°541. On ajuste le volume à 1000ml avec de l'eau.

On met 2ml de réactif 1 dans chacun des tubes (pour tous les tubes de la gamme étalon, des 10 blancs et les échantillons) et attendre environ 10minutes pour mettre 2ml de réactif 2. Agiter les tubes à l'aide d'un agitateur Vortex, puis attendre environ 2 heures avant de passer au colorimètre.

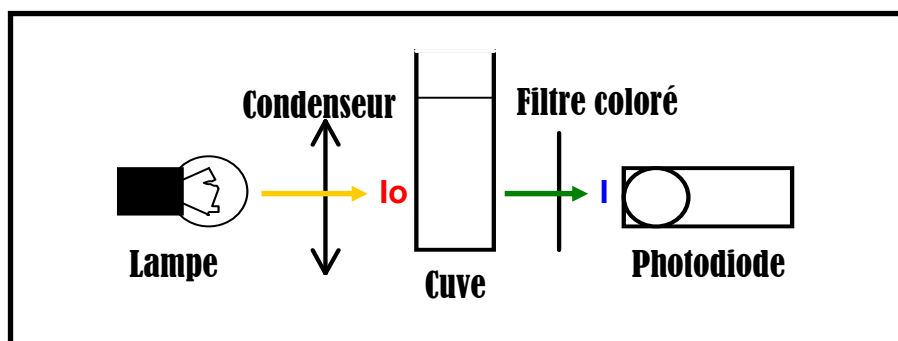
La solution de réactif est ajoutée au même moment dans tous les tubes afin que la coloration se développe dans les mêmes conditions pour la gamme étalon, les blancs et les échantillons à doser.

Figure 4 : Ajout des réactifs dans la gamme étalon, les 10 blancs et la solution de sol



5. Passage au colorimètre

Figure 5 : Principe du colorimètre



La photodiode délivre un courant proportionnel à l'intensité lumineuse, c'est à dire à la lumière transmise. Pour utiliser cet appareil, il est nécessaire de "faire le zéro" de temps en temps avec une cuve remplie d'eau. On fixe ainsi la valeur de I_0 . L'appareil affiche alors $\log \left(\frac{I_0}{I} \right)$. On évitera soigneusement la présence de bulles et de traces sur les parois transparentes de la cuve.

Le principe de l'utilisation de la spectrophotométrie pour l'analyse quantitative est basé sur le fait que l'intensité d'absorption (ou d'émission) est fonction de la concentration de la particule qui absorbe (ou qui émet) de la lumière.

Lorsque d'une lumière monochromatique d'intensité I_0 traverse un milieu homogène, l'intensité de la lumière émergente I décroît selon une fonction exponentielle lorsque l'épaisseur l du milieu absorbant augmente. Si on étudie principalement des solutions, la loi de Beer-Lambert fait intervenir les concentrations et s'exprime sous la forme suivante :

$$\log \left(\frac{I_0}{I} \right) = \epsilon c L = D$$

où ϵ est le coefficient d'extinction molaire ($\text{l} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$), c est la concentration de la solution ($\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$), L est le **chemin optique** (cm). Le rapport I/I_0 est appelé la **transmission** (aussi appelée « **transmittance** » et notée T), celle-ci est reliée à la **densité optique** D (aussi appelée « **absorbance** ») par la relation :

$$D = \log \left(\frac{1}{T} \right)$$

Un spectre d'absorption (ou d'émission) présente la variation de l'absorption (ou d'émission) en fonction de la longueur d'onde.

Pour le dosage par colorimétrie avec de vert de malachite on utilise la longueur d'onde 610nm

Concernant la cuve, d'habitude on utilise la micro-cuve de 1cm de trajet optique, mais dans cette mise au point méthodologique nous avons utilisé une **cuve de 10cm de trajet optique**.

6. Calcul et expression des résultats

La concentration des ions phosphates dans la solution de sol est obtenue par la régression linéaire avec la gamme étalon :

$$\boxed{Y = aX + b} \quad \Rightarrow \quad \boxed{X = \frac{(Y - b)}{a}}$$

avec :

X : la concentration des ions phosphates (Cp) correspondante à l'absorbance mesurée

Y : l'absorbance ou la densité optique mesurée par le colorimètre

a : la pente de la courbe d'étalonnage

Cette concentration Cp est exprimée en mg P/l

Afin de tester la **répétabilité** de la méthode, effectuer plusieurs mesures indépendantes pour un même échantillon. L'écart type expérimental σ sur les teneurs en phosphore mesurées donne alors une valeur de la **répétabilité** de la mesure et donc de l'incertitude sur la valeur de la teneur en phosphore des échantillons :

$$\boxed{\sigma = \sqrt{\frac{\sum (xi - m)^2}{n - 1}}}$$

Où m est la valeur moyenne, n le nombre de mesures et xi la valeur de la concentration mesurée pour la détermination i.

ANNEXE II : PROTOCOLE DILUTION ISOTOPIQUE

1. Détermination du flux brut des ions phosphates transférés entre le sol et solution

Quantité brute d'ions P transféré entre le sol et la solution

Introduire dans une suspension de sol (1g:10 ml) la quantité R connue d'ions $^{32}\text{PO}_4$.

Mesure de la dilution isotopique (r) des ions phosphates restant dans la solution de la suspension de sol.

Mesure de la quantité (Q_w) d'ions phosphate en solution.

Préparation de l'échantillon de sol à analyser

Dans un flacon du type flacon de comptage à scintillation liquide il faut introduire:

- 1 g de sol;
- l'eau distillée => 10 ml – 0.05 ml – (0.1 à 0.5 ml);
- 0.05ml de biocide;
- 0.1 à 0.5 ml – volume radioactivité.

Mettre à agiter sur le mélangeur à rouleau et balancelle pendant 16 heures.

Préparer le nombre de flacons en fonction du nombre de prélèvement prévus. Il faut, au minimum prévoir 3 flacons par échantillon de sol pour réaliser 3 durées d'échange isotopique (4, 40 et 400 minutes)

Détermination de la quantité de radioactivité $^{32}\text{PO}_4$ introduite

Pour préparer la solution « étalon », il faut reproduire le protocole précédent mais sans ajouter de sol :

Ajouter dans un flacon en plastique :

- eau distillée => 10 ml – 1 ml – (0.1 à 0.5 ml)
- 1 ml de solution de $^{31}\text{PO}_4$ à $1 \mu\text{g P ml}^{-1}$
- 0.1 à 0.5 ml de solution radioactive contenant les $^{32}\text{PO}_4$. L'activité de cette solution varie entre 10 et 1 MBq ml^{-1} suivant la réactivité du sol.
- faire 3 répétitions

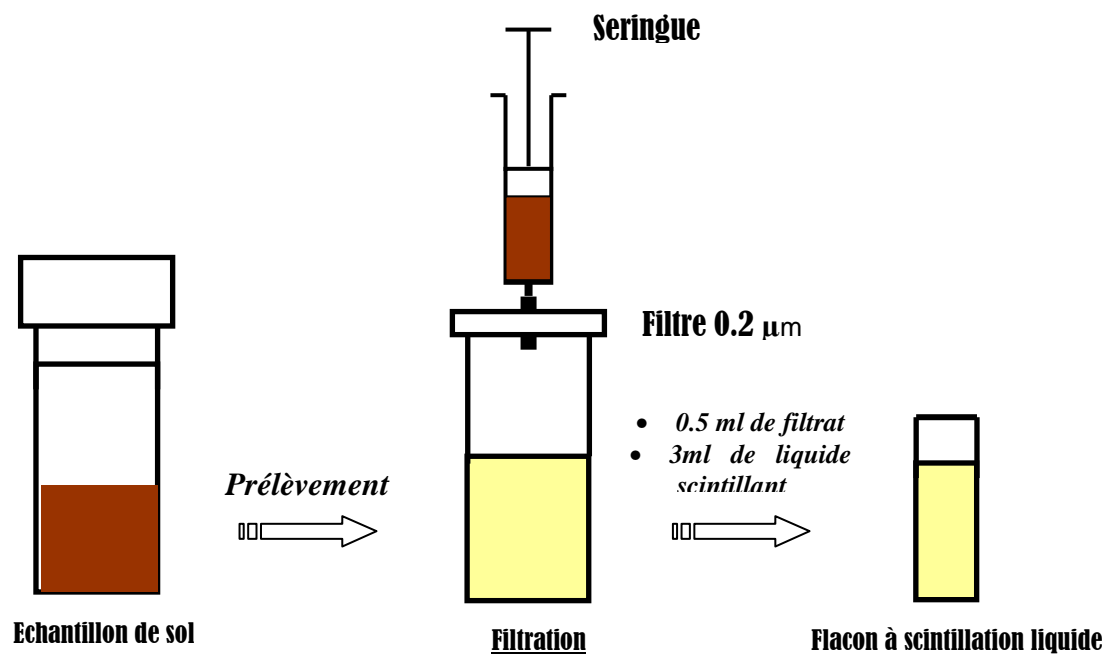
Le volume de radioactivité est le même que celui introduit dans les échantillons de suspension de sol. Pour chaque flacon « étalon », le comptage de la solution est effectué en introduisant 0,5 ml + 2,5 ml dans un flacon de comptage (volume 4 ml). Faire 2 répétitions pour chaque flacon.

Cinétique de Dilution Isotopique

A $t = 0$, introduction d'un volume de 0.1 à 0.5 ml de radioactivité (auparavant, ajuster au volume final 10 ml en fonction du volume de la solution radioactive introduit) ;

Remettre l'échantillon de sol à agiter sur le mélangeur à rouleau et balancelle ;

Prélèvements à $t = 4$; 40 et 400 minutes



Comptage de la radioactivité

Utilisation du protocole de comptage du phosphore 32 (protocole 3, 2 minutes de comptage par échantillon).

