



HAL
open science

Evaluation du programme d'amélioration des sols dégradés de la Précordillère Andine de l'Araucanie (Sud du Chili)

Marcelo Jose Nobile Toneatti Bastidas

► **To cite this version:**

Marcelo Jose Nobile Toneatti Bastidas. Evaluation du programme d'amélioration des sols dégradés de la Précordillère Andine de l'Araucanie (Sud du Chili). Agronomie. AgroParisTech, 2011. Français. NNT : 2011AGPT0029 . tel-03602119

HAL Id: tel-03602119

<https://pastel.hal.science/tel-03602119>

Submitted on 8 Mar 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Doctorat ParisTech THÈSE

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech)

Spécialité: Sciences Agronomiques

présentée et soutenue publiquement par:

Marcelo José Nobile TONEATTI BASTIDAS

le 24 Mai 2011

EVALUATION DU PROGRAMME D'AMÉLIORATION DES SOLS DÉGRADÉS DE LA PRECORDILLÈRE ANDINE DE L'ARAUCANIE (SUD DU CHILI)

Directeur de thèse: **Jean ROGER-ESTRADE**

Jury:

M. Marc DOREL, Chercheur, CIRAD
M. Oscar BALOCCHI, Professeur, Universidad Austral de Chile
M. Jean ROGER-ESTRADE, Professeur AgroParisTech
M. Enrique BARRIUSO, Directeur de Recherche, INRA
M. Francois LEGER, Ingénieur de Recherche, AgroParisTech
M. Patricio PARODI, Professeur, Universidad Católica de Temuco

Rapporteur
Rapporteur
Examineur
Examineur
Examineur
Examineur

RÉSUMÉ

L'État du Chili a adopté, en 1997, la loi qui a créé le programme d'incitation pour l'amélioration des sols dégradés (SIRSD¹), afin de stopper la dégradation physique et chimique qui affecte la majorité des sols dans le pays, et tout particulièrement ceux de la partie sud du Chili (localement appelés Traumatós). Ces sols se caractérisent par une acidité élevée, de fortes teneurs en aluminium toxique et de très faibles quantités de phosphore (P) disponible, ce qui handicape fortement leurs aptitudes culturales.

Ce programme comprend l'apport d'amendements calcaires (pour augmenter le pH), l'apport de phosphore (pour accroître la quantité de P disponible) et la mise en place de prairies productives mixtes graminées-légumineuses ou artificielles (à base de luzerne).

L'objectif de cette étude était de déterminer (i) si les sols qui ont reçu ces mesures ont été améliorés par rapport à ceux qui n'ont pas participé au programme, (ii) si les modifications des propriétés du sol induites par le programme sont durables, (iii) si l'amélioration de la fertilité a eu un impact favorable sur la productivité des prairies mises en place dans le cadre du SIRSD et (iv) si l'amélioration de la fertilité des sols a joué sur la composition botanique de ces prairies.

¹ Sistema de incentivo a la recuperación de suelos degradados

Pour réaliser cette étude, nous avons étudié des prairies dans quatre communes de la Prêcordillère Andine (Cunco, Vilcún, Curacautin et Villarica) et une commune de la Cordillère (Lonquimay) de la région de l'Araucanie. Nous avons comparé en 2007 et 2008 des prairies ayant reçu le programme 1, 2, 3 ou 4 années avant nos observations et des prairies "natives" sur lesquelles les mesures n'ont jamais été appliquées. Dans ces prairies, nous avons mesuré les caractéristiques chimiques des sols (particulièrement le pH, la teneur en matière organique, en Phosphore (Olsen), en Aluminium extractible et en Aluminium interchangeable). De même, en utilisant un système de cages de mise en défens, nous avons comparé la productivité des différents pâturages. Enfin, la composition botanique (proportions respectives des matières sèches de légumineuses, graminées et autres espèces) a également été mesurée.

Les résultats indiquent que le pH n'augmente pas significativement, probablement car les doses d'amendement calcaire n'ont pas été assez importantes et n'ont pas été répétées dans le temps. Les quantités d'Aluminium interchangeables ont diminué dans 4 des 5 villes étudiées, mais cette diminution s'atténue avec le temps. Le taux de saturation relative en aluminium a diminué (sauf à Vilcún), mais nos mesures indiquent que ce taux a tendance à augmenter à nouveau avec le temps. La somme des bases augmente dans la plupart des communes, sauf à Vilcún, où elle est stable et à Villarrica, où cette somme diminue avant d'augmenter à nouveau. Le taux de matière organique a diminué, sauf à Curacautín. La quantité de phosphore disponible a en général augmenté, grâce aux apports d'engrais, mais n'atteint pas cependant le niveau

objectif (12 ppm de P-Olsen) dans la plupart des cas et présente de fortes variabilités entre les localités étudiées. A Lonquimay, on observe même une diminution du P disponible avec le temps ; mais dans cette commune, dont le sol est très différent celui des autres localités, le niveau de départ de P-Olsen était déjà assez élevé avant l'application du programme. Dans les villes de Cunco, Villarrica et Curacautín, la disponibilité en phosphore augmente plus lentement, avant de diminuer après un certain temps. Enfin, à Vilcún, le P disponible augmente sans diminuer. Ces différences s'expliquent par les caractéristiques du sol (relations Al - P) et le système d'utilisation des prairies. A Lonquimay le système est basé sur la production de foin, alors que dans les autres localités la prairie est utilisée en pâturage et en foin, ce qui explique probablement la baisse plus rapide du P disponible à Lonquimay. En outre, la présence d'aluminium toxique bloque l'absorption du phosphore par les racines, particulièrement à Vilcún, commune située sur les contreforts de la cordillère.

La production des prairies a été fortement affectée par la sécheresse de 2008. Elle est variable entre situations. Même si l'on note quelques réussites, dans plusieurs prairies (à Vilcún et en partie à Villarrica), la productivité n'a pas été améliorée par l'application des mesures du programme. La composition botanique des témoins est semblable à celle qui est décrite dans la littérature, présentant une forte proportion de graminées, des pourcentages variables d'autres espèces (adaptées aux sols acides) et peu de légumineuses, qui supportent mal en général les sols acides. Après application du programme, la composition floristique a changé avec la mise en place de luzerne à Lonquimay et de prairies mixtes dans les autres localités. En particulier, la proportion

de légumineuses a augmenté. Mais cette amélioration de la composition botanique n'a pu être maintenue dans le temps (sauf à Lonquimay) et on a observé une diminution rapide de la proportion de légumineuses au profit des graminées et d'espèces les mieux adaptées aux sols acides.

Ces résultats nous amènent, en conclusion, à proposer quelques pistes pour améliorer l'efficacité du programme de réhabilitation des sols dégradés de la région de la précordillère andine de l'Araucanie. Une plus grande attention devra être portée à l'évolution du bilan de la matière organique ; il faudra apporter plus régulièrement les amendements calcaires et le phosphore ; enfin, nous proposons de rechercher une amélioration de la productivité des prairies naturelles, dont les espèces sont bien adaptées aux conditions particulières des trumaos, plutôt que d'implanter, dès le début du programme, des prairies mixtes avec du Trèfle Violet (*Trifolium pratense*), très sensible au climat et aux attaques d'*Hylastinus (Hylastinus obscurus)*, très présent dans l'Araucanie.

Mots clés: Andosols, sols acides, biodisponibilité du Phosphore, Toxicité aluminique, amendements calcaires, rendement des prairies, composition botanique des prairies.

Evaluation of a state program for the improvement of degraded andisols fertility in the Andean foothills, Araucania Region (South of Chile).

ABSTRACT

Chile has approved, in 1997, a state program for the improvement of degraded soils, which addressed specially to small farmers in this country. In the south of Chile, soils are volcanic, acid with a high content of aluminum and a high fixing capacity for phosphorus. To improve their fertility, the program helped farmers to supply their meadows with phosphorus fertilizer and calcareous amendments and to install productive meadows, sown with a mixture of grass (Ray-Grass) and legume (*T. Pratense*). The aim of this study was to assess the efficiency of these measures in the Andean foothills of the Araucania region. Several meadows which received the program measures and differed by their age were selected in five counties of this area. They were compared to degraded 4-year old natural pastures. The main chemical characteristics of the soil were measured (pH, Aluminum content, P-Olsen, SOM content) while the dry matter yield and the botanical composition of the meadow were estimated, in 2007 and 2008. Results indicate that the effects of the program were, excepted at Lonquimay, poorly effective on the main soil characteristics (pH and Aluminum content). However, it had a little effect of the P availability. The change in the meadow management induced an increase in SOM mineralization which affected the SOM content in three of the localities investigated. Excepted at Lonquimay, where the program tremendously increased Lucerne production, it had little effect on the forage yield in the other places investigated, especially in the driest year, 2008. Lastly, the floristic composition of the meadow was improved the first year after the application of the program, but this improvement did not lasted more than two years, especially because it wasn't possible to maintain the presence of *T. pratense* because of soil conditions and the attack of *H. Obscurus*. This work led to several proposition to improve the efficiency of the ISRD program: managing differently the calcareous and phosphorus supplies, taking care of the organic matter balance, improve the productivity of natural meadows instead of sowing non native species.

Key words: Andisols, acid soils, Phosphorus, Aluminum toxicity, calcareous amendments, botanical composition.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar mis agradecimientos comienzan por pedirles disculpas a quienes no nombraré de aquí en adelante, a todos aquellos que directa o indirectamente influyeron para que este momento pueda ser verdad, perdonen mi memoria, pero desde lo más profundo muchas gracias.

La segunda receptora de mis agradecimientos, es mi madre, la “la señora Alicia”, ella no sabe lo orgulloso que me siento cuanto las personas que la conocen se refieren a ella de esta forma, yo sé, que no es una formalidad, sé que es la forma sencilla de demostrarle su respeto y admiración al logró de una mujer sola, en un país donde la universidad se paga, y pudo renunciando a todo, educarnos, este sueño es tuyo mamá, muchas gracias, infinitas gracias.

A mi familia, Ludy mi esposa, Macarena, Marcela y Patricia mis hijas, a todas las que debieron soportar mi ausencia, reprogramar vacaciones (o no tenerlas), mis ausencias en cumpleaños, graduaciones y momentos familiares, muchas gracias y recuerden que las amo profundamente.

A todos los amigos y familiares que con sus preguntas, ¿Cuándo te vas Marcelo?, ¿Cómo te fue?, ¿Te falta mucho?, algunas de esas preguntas todavía las odio, pero son el reflejo de su sincera preocupación y deseos de éxito, muchas gracias también.

A Gabriel mi colega, mi amigo y mi jefe, el orden no es intencional, va sólo como surgen las ideas, de éste, para muchos un hombre lejano y severo, pero en verdad un tipo de gran temple y coraje, trabajador incansable, firme en sus ideas, pero con espacio para respetar las ajenas, mas allá del dolor que sufrió por defender las propias,

que hoy sé, el quería hacer sólo un Chile mas justo, ese ideal el sabe que lo compartimos plenamente, los caminos que elegimos algunas, y sólo algunas veces, no son los mismos, a esta persona que sueño, con vernos convertidos en Doctores, en su amada y respetada Francia, y que como dice siempre, las ideas sin acción no son nada, hizo lo imposible por transformarlo en realidad, puedo decir con orgullo sueño cumplido, trabajo realizado, venga un abrazo, muchas gracias, infinitas gracias.

Los agradecimientos son enormes a AGROPARISTECH, por la oportunidad que nos brindó, por la comprensión para estos chilenos fuera de norma, mil gracias a todos aquellos funcionarios donde hemos podido estar, hasta las principales autoridades de la institución. ¿Cómo no agradecer a Elisabeth Maltese?, nuestra ada madrina, cuando no comprendíamos nada de nada. Elisabeth eres una extraordinaria profesional de la enseñanza, y mejor persona, gracias infinitas.

No puedo agradecer sin mencionar de modo particular la figura de Madame Francoise Launay, quién con una bondad y gentileza enorme, nos ha prestado toda la ayuda y colaboración posible, no puedo si no resaltar su diligencia, su eficacia, su bondad y afecto, permítame decir que la consideramos nuestra amiga, con todo respeto y consideración, reciba Usted y su esposo la más profunda muestra de afecto y agradecimiento eterno.

Finalmente, quiero agradecer a mi Director de Tesis el señor Jean Roger-Estrade, en primer lugar, su cálida recepción que me permitió romper, los temores propios de esta aventura tan singular, agradecer su orientación en el trabajo de desarrollo de la tesis, sus infinitos aportes y correcciones, su voluntad de avanzar a pesar de las distancias y las dificultades idiomáticas. En lo afectivo, su contagiante optimismo y alegría, fueron

el mejor antídoto para soledad y la ausencia de la familia, la posibilidad de compartir con Kathrine, Theophile y Agathe, resultaron un refugio de afecto y cercanía inconmensurables. A ellos Kathrine, Theo y Agathe, debo pedirles disculpas, por las muchas veces que su padre utilizó tiempo en los fines de semana para trabajar conmigo en la tesis, les agradezco desde ya el perdón concedido, pero créanme que en un pequeño lugar al sur del mundo siempre habrá un lugar en la mesa esperando por toda vuestra familia, un abrazo fuerte y cariñoso. Y para Jean por siempre el agradecimiento mas profundo.

...”a mis amigos les adeudo la ternura las palabras de aliento y el abrazo del compartir con ellos la factura que nos presenta la vida paso a paso”

Pues entonces amigos, infinitas gracias.

PLAN DE LA THESE

INTRODUCTION	18
CHAPITRE 1: Contexte de l'étude, état de l'art, problématique et démarche adoptée.	24
1.1. Contexte de l'étude.....	24
1.1.1 La Précordillère Andine de la Région de L'Araucanie.....	24
1.1.2 Les Sols de la précordillère Andine de L'Araucanie.....	26
1.1.3 Le climat de la précordillère Andine de L'Araucanie.....	31
1.1.4 Les systèmes d'élevage et les prairies de la précordillère andine.....	33
1.1.4.1 L'élevage dans la précordillère andine.....	33
1.1.4.2 Les Prairies de la précordillère andine.....	33
1.1.5 Conclusion.....	40
1.2. Etat de l'art : le problème de l'acidification des sols volcaniques et ses conséquences sur la disponibilité du phosphore dans les "Trumaos"	40
1.2.1. L'acidification des sols.....	40
1.2.2. L'aluminium dans le sol et sa toxicité.....	44
1.2.3 Acidité et disponibilité du phosphore	49
1.2.4 Conclusion: logique du système d'amélioration des sols et hypothèses sur ses effets.....	65
1.3. Matériel et méthodes	68
CHAPITRE 2: Résultats de l'impact du programme sur la biodisponibilité du phosphore et les principales variables qui l'influencent (acidité, teneur en aluminium, matière organique).....	80
2.1 Analyse globale des variables du sol observées.....	80
2.1.1 Effet du pH sur le niveau de d'Aluminium échangeable (flèche 1c de la Figure 3, page 66).....	80
2.1.2 Effet du pH sur le niveau d'aluminium extractible (relation 1d de la Figure 3, page 66).....	82
2.1.3 Effet du pH sur la teneur en matière organique (relation 1a, Figure 3, page 66).....	83

2.1.4 Effet de l'Al échangeable sur le niveau de P disponible (relation 4, Figure 3, page 66).....	85
2.1.5 Effet de l'Aluminium extractible sur le niveau de P disponible (relation 3 de la Figure 3, page 66).....	86
2.1.6 Effet du pH sur le niveau de P disponible.....	87
2.1.7 Relation entre la teneur en matière organique et le niveau d'Aluminium échangeable (relation 2 sur la Figure 3 de la page 66).....	88
2.1.8 Effet de la teneur en MO sur la disponibilité du Phosphore.....	90
2.1.9 Conclusion.....	91
2.2 Analyses des données site par site.....	92
2.2.1 Effets du programme sur le pH.....	94
2.2.2 Effets du programme sur la teneur en Aluminium échangeable.....	96
2.2.3 Effets du programme sur la saturation du complexe par l'Aluminium.....	97
2.2.4 Effet du programme sur la « somme des bases ».....	100
2.2.5 Effet du programme sur la teneur en matière organique.....	102
2.2.6. Effet du programme sur la disponibilité en phosphore.....	104
2.2.6.1 Evolution de la teneur en P-Olsen dans la commune de Lonquimay...	104
2.2.6.2 Evolution de la teneur en P-Olsen dans les communes de Cunco, Villarrica et Curacautín.....	106
2.2.6.3. Evolution de la teneur en P-Olsen dans la commune de Vilcún.....	107
2.2.7 Conclusion.....	108
CHAPITRE 3: Analyse des résultats sur la productivité des prairies et leur composition botanique.....	110
3.1. Analyse de la productivité des prairies.....	110
3.1.1 Analyse de l'ensemble des points : position des rendements mesurés par rapport au potentiel de production de la région de L'Araucanie.....	111
3.1.2 Analyse des rendements relatifs année par année.....	115
3.1.3 Analyse de l'évolution de la production après application du programme SISRD.....	118
3.1.4 Analyse site par site sur les 2 années d'étude.....	122

3.1.5 Conclusion	127
3.2. Analyse des effets du programme sur la composition botanique des prairies.	127
3.2.1. Analyse de la composition botanique des témoins.....	128
3.2.2. Analyse de la composition botanique sur l'ensemble des données.....	130
3.2.3. Évolution de la composition botanique au fil du temps.....	132
CONCLUSION GENERALE	134
BIBLIOGRAPHIE	141
ANNEXE	167

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Répartition des types de prairies dans la précordillère andine de la région de L'Araucanie (INE, 2007).....	34
Figure 2. Evolution du taux de croissance ($\text{kg MS ha}^{-1} \text{ kg jour}^{-1}$) de la prairie naturelle dans la précordillère andine (Demagnet, 2010).....	36
Figure 3. Hypothèses sur les effets du programme « SIRSD ». Sur cette figure, les interventions faites dans le cadre du programme, installation de prairies, apports d'amendement calcaire, fertilisation phosphorique apparaissent encadrées en trait plein. Dans les boîtes encadrées par un tiret épais, figurent les variables du sol sur lesquels on cherche à agir. Enfin, dans le carré encadré par un tiret fin, la sortie espérée en termes de production et de qualité de la prairie.	67
Figure 4. Carte de la région d'Araucanie avec les communes retenues pour l'étude....	68
Figure 5. Cage de mise en défens utilisée dans notre étude.	73
Figure 6. Effet du pH sur la teneur en Aluminium échangeable (Al interchangeable). $r^2=0,54$	81
Figure 7. Effet du pH sur la teneur en Aluminium extractible. $r^2=0,34$	82
Figure 8. Effet du pH sur la teneur en matière organique. $r^2=0,38$	83
Figure 9. Effet de l'Aluminium échangeable sur le niveau de P disponible.....	85
Figure 10. Effet de l'Al extractible sur le niveau de P-Olsen. $r^2=0,44$	86
Figure 11. Effet du pH sur le niveau de P disponible.....	87
Figure 12. Effet de la matière organique sur le niveau de l'Aluminium échangeable....	89
Figure 13. Effet de la teneur en MO sur la disponibilité du P. $r^2=0,42$	90
Figure 14. Niveau relatif par rapport au témoin du pH dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.	93
Figure 15. Niveau relatif par rapport au témoin de la teneur en Al échangeable dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica.	

Des lettres différentes au-dessus des barres de l’histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L’absence de lettre indique l’absence de différence.	96
Figure 16. Niveau relatif par rapport au témoin de la saturation du complexe par l’Aluminium dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l’histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L’absence de lettre indique l’absence de différence.	99
Figure 17. Niveau relatif par rapport au témoin de la « somme des bases » dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l’histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L’absence de lettre indique l’absence de différence.	100
Figure 18. Niveau relatif par rapport au témoin de la teneur en matière organique dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l’histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L’absence de lettre indique l’absence de différence.	102
Figure 19. Evolution de la teneur relative en P-Olsen à Lonquimay. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).	104
Figure 20. Evolution de la teneur relative en P-Olsen dans les comunes de A) Cunco, B) Villarrica et C) Curacautín. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).....	106
Figure 21. Evolution de la teneur relative en P-Olsen à Vilcún. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).....	107
Figure 22. Relation entre le rendement relatif et la teneur en P-Olsen pour l’ensemble des mesures effectuées en 2007 et 2008 sur les cinq communes étudiées. La courbe en trait plein est l’ajustement à partir de l’équation dérivée de celle de Mitscherlich. La droite en pointillés est établie à partir de la relation proposée par Pinochet (1999)..	114
Figure 23. Rendements observés en 2007 dans les cinq communes étudiées. Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent	

40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich.	115
Figure 24. Rendements observés en 2007 dans les cinq communes étudiées. Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich.	116
Figure 25. Rendements observés en 2007 dans les quatre communes de la précordillère. (Curacautín, Vilcún, Cunco, y Villarrica). Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich. (A) prairies témoins (prairies de plus de 4 ans) (B) Prairies mixtes (mélange ray-Grass/trèfle violet, âgées de 1 à 4 ans).	118
Figure 26. Rendements observés en 2008 dans les quatre communes de la précordillère. (Curacautín, Vilcún, Cunco, y Villarrica). Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich. (A) prairies témoins (prairies de plus de 4 ans) (B) Prairies mixtes (mélange ray-Grass/trèfle violet, âgées de 1 à 4 ans).	120
Figure 27. Rendement des prairies relativement au témoin dans les cinq communes les années 2007-2008. Indice 100=rendement du témoin. Les valeurs absolues figurent en annexe. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Différentes lettres sur les barres de même couleur indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$).	123
Figure 28. Représentation de la composition botanique des prairies témoins.	128
Figure 29. Composition botanique de l'ensemble des prairies étudiées.	130
Figure 30. Compositions botanique des prairies semées, identifiées par commune...	131
Figure 31. Composition botanique des prairies implantées en 2006 observées en 2007 (A), des prairies implantées en 2004 observées en 2007 (B) et des prairies implantées en 2004 observées en 2008 (C).	132

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Taux de croissance ($\text{kg MS ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) et production saisonnière (kg MS ha^{-1}) des prairies naturelles. Moyenne pour la précordillère andine de la région de L'Araucanie.....	36
Tableau 2. Composition botanique (%) de prairies naturelles (témoin sans engrais) et améliorées par l'apport d'engrais P-K-S ou d'engrais azoté. Villarrica, région de L'Araucanie.....	37
Tableau 3. Production saisonnière moyenne (kg MS ha^{-1}). Mesures réalisées dans la précordillère de la région de L'Araucanie. Demanet (2010).	39
Tableau 4. Pratiques culturales sur les prairies étudiées.	70
Tableau 5. Nombre de prairies étudiées en fonction de leur âge dans chaque commune.	75
Tableau 6. Données météorologiques 2007 et 2008.	76
Tableau 7. Moyenne des données météorologiques sur 35 ans (1964-1998).	77

INTRODUCTION

Les Andosols du sud du Chili, qui sont, dans la Précordillère Andine de la Région de L'Araucanie, appelés "Trumaos", présentent une fraction argileuse essentiellement composée de minéraux allophaniques, constituants aluminosilicatés hydratés non cristallisés ayant un fort pouvoir fixateur vis-à-vis du Phosphore (P). Ces sols se sont développés en climat tempéré à partir d'un matériau parental volcanique. Ils présentent des charges variables et leur niveau d'acidité est élevé, ce qui accentue la faible disponibilité du Phosphore (P) et entraîne un taux élevé de saturation d'aluminium (Al^{+3}), toxique pour les plantes. Ces caractéristiques en limitent très fortement la productivité, et tout particulièrement celle des prairies, essentielles dans cette région d'élevage. En effet, ces caractéristiques du sol, si elles limitent fortement la croissance des plantes en général, empêchent également l'établissement des légumineuses. Les prairies naturelles de la Précordillère Andine de la Région de L'Araucanie sont ainsi très peu productives mais présentent une flore très particulière, composée essentiellement de graminées, de quelques légumineuses adaptées au fort niveau d'acidité du sol et de quelques autres espèces, pour l'essentiel plantes à rosette acclimatées aux milieux acides.

De plus, depuis qu'ils sont utilisés pour l'agriculture, ces sols n'ont en général reçu que de très faibles doses d'engrais ou d'amendements calcaires et organiques, ce qui a accentué les problèmes posés par une composante chimique contraignante. Enfin, le

surpâturage a localement entraîné de sérieux problèmes d'érosion. Ces conditions sont très pénalisantes pour les agriculteurs Mapuche de cette zone, dont l'activité principale est l'élevage (bovin et ovin) et qui ne disposent que de petites surfaces fourragères pour alimenter leurs troupeaux.

Par conséquent, l'état du Chili a, depuis 1997, développé un programme d'incitation pour l'amélioration des sols dégradés (SIRSD²), dont l'objectif est d'aider les producteurs à améliorer le niveau de fertilité de ces sols volcaniques, en agissant sur l'amélioration de la disponibilité en P grâce à l'apport d'engrais phosphaté et d'amendement calcaire pour augmenter le pH et diminuer le taux de saturation de l'Aluminium (Al). Le programme inclut aussi une aide à la mise en place de prairies (en général mixtes, graminées/légumineuses), pour assurer une couverture végétale permanente du sol, afin de limiter les problèmes d'érosion et accroître la productivité et la qualité fourragère. Ce programme comprend également d'autres actions (comme des aménagement de terrasses pour lutter contre l'érosion, la mise en place d'engrais verts, etc.) mais qui sont peu appliquées dans la zone d'étude et qui ne seront donc pas abordées dans ce travail.

Le programme ayant été développé depuis plus d'une décennie, il est apparu nécessaire d'étudier ses effets sur les propriétés des sols et sur la productivité des prairies, tout particulièrement chez les petits producteurs Mapuche qui y ont participé.

² En Espagnol "Sistema de incentivo a la recuperación de suelos degradados"

Ce travail d'évaluation des résultats du programme SIRSD est l'objet de la thèse.

Dans cette étude, nous nous sommes intéressés essentiellement à une zone, la Précordillère Andine de la Région de L'Araucanie, à un type de producteurs (les petits éleveurs Mapuches) et à une composante de la fertilité des sols, l'acidité et ses conséquences sur la disponibilité en phosphore et la toxicité aluminique. Le phosphore est en effet le principal facteur qui limite la croissance végétale et c'est, logiquement, le principal axe de développement du programme SIRSD dans la région de L'Araucanie.

Les connaissances actuelles indiquent que, s'il est possible d'augmenter le pool de P disponible par l'apport d'engrais phosphatés, la relation entre l'augmentation du P disponible et la production végétale est difficile à établir, en raison des multiples facteurs qui déterminent le rendement final. C'est une première difficulté de ce travail qui nous a amené à ne pas rechercher de relation stricte entre le niveau de P disponible et le rendement, mais plutôt à étudier les niveaux de rendement atteints par rapport à une courbe de référence.

La littérature indique également qu'après avoir, par l'apport d'engrais, augmenté le niveau de P disponible, il est difficile de maintenir ce niveau, particulièrement dans les sols acides de charge variable et avec la présence de minéraux allophaniques. Du fait des réactions chimiques se produisant dans ces sols, la quantité de P disponible diminue plus ou moins rapidement. De même, l'augmentation du pool de calcium produit par l'apport d'amendements calcaires est très temporaire, tout

particulièrement dans cette région où les précipitations sont élevées (1.300 mm par an) et où l'on utilise des engrais acidifiants (principalement de l'urée). C'est une deuxième difficulté de ce travail qui nous a conduit à examiner des prairies différant par la date d'application du programme, pour tenter d'évaluer l'évolution des effets dans le temps.

De plus, la littérature indique que les changements du niveau de P disponible entraînent une augmentation de la présence de légumineuses dans les prairies, ce qui améliore leur composition botanique (du point de vue de la qualité et de la quantité de fourrage produit). Cette remarque nous a amenés à étudier non seulement la productivité des prairies mais également leur composition botanique.

Enfin, nous avons adopté une démarche tournée vers l'évaluation du programme chez les producteurs eux-mêmes, en travaillant sur des parcelles sélectionnées en collaboration avec l'INDAP³, mais conduites par les producteurs eux-mêmes. Ceci afin que notre évaluation soit la plus proche possible des conditions de la production agricole. Les communes sélectionnées sont au nombre de cinq, toutes situées dans la région de l'Araucanie. Quatre d'entre elles appartiennent à la Prêcordillère Andine (Vilcún, Cunco, Curacautín et Villarica) ; la cinquième, Lonquimay, est située dans la Cordillère. Ce choix nous a permis d'avoir une situation différente au point de vue du type de sol et du climat pour la comparer aux parcelles situées dans la Prêcordillère.

³ Instituto Nacional de Desarrollo Agropecuario (Instituto Nacional pour le Développement de l'Agriculture)

Cette étude a pour objectif de répondre aux questions de recherche suivantes :

1. La fertilité des sols des parcelles ayant participé au programme SISRD a-t-elle été améliorée par rapport à celles n'ayant pas fait l'objet des mesures d'amélioration des sols?
2. Les modifications du sol induites par l'application des mesures du programme sont-elles durables?
3. L'amélioration de la fertilité a-t-elle influencé la production des prairies établies dans le cadre du programme ?
4. L'amélioration de la fertilité des sols a-t-elle influencé la composition botanique des prairies établies dans le cadre du programme SIRSD?

Pour répondre à ces questions, nous avons sélectionné un échantillon de parcelles ayant participé au programme. Ces parcelles ont reçu du carbonate de calcium à raison de 2 t ha^{-1} , du Super Phosphate Triple (253 kg par ha de P_2O_5) et ont été semées en prairie mixte dans la Prêcordillère et en luzerne (*Medicago sativa*) dans la Cordillère. Les engrais et les fertilisants ont été appliqués 2, 3, 4 et 5 ans avant la réalisation des analyses de sol en 2007 et 2008. Les prairies ont été implantées un an après et, suivant les cas, 1, 2 3 et 4 ans avant la réalisation des mesures de rendement et de composition botanique. Ces mesures ont également été effectuées en 2007 et 2008.

Cet échantillon a été complété, dans chaque commune, d'un lot de parcelles témoins, sur lequel le programme n'a pas été appliqué.

A partir de cet échantillon, nous avons réalisé des analyses de sol, puis évalué la production de la prairie et sa composition botanique, en utilisant un système de cages permettant la mise en défens de parcelles de prélèvement dans les prairies étudiées. Ces mesures ont été faites deux années de suite, marquées par des climats très différents: 2007, année relativement favorable à la production fourragère et 2008, année très difficile, caractérisée par une forte sécheresse ayant pénalisé la pousse de l'herbe.

Ce mémoire est organisé en trois chapitres. Dans le premier, nous exposons précisément le contexte de l'étude, l'état de l'art puis la méthodologie et la démarche adoptée. Dans le deuxième chapitre, nous présentons les résultats de notre analyse de l'impact du programme sur la biodisponibilité du P et les principales variables qui l'influencent (acidité, aluminium, matière organique). Enfin, dans la troisième partie, nous discutons des résultats sur la productivité et la composition botanique des prairies. Dans la conclusion, nous nous basons sur les acquis de cette étude pour faire des propositions visant à améliorer l'efficacité des mesures du programme.

CHAPITRE 1: Contexte de l'étude, état de l'art, problématique et démarche adoptée

1.1. Contexte de l'étude

Le Chili est un pays dont la surface continentale est de 75.7 millions d'hectares. Environ 35 millions d'hectares sont occupés par des déserts, de la glace, des zones désertiques et des eaux continentales, 16 millions d'hectares par de la forêt et 13 millions d'hectares par des prairies permanentes. La surface agricole utile est de 15 millions d'hectares, avec environ 5.5 millions d'hectares de terres arables, dont 43% correspondent à des sols dérivés de cendres volcaniques, situés principalement entre les 34^{ème} et 44^{ème} degrés de latitude Sud (Sadzawka *et al.*, 2006).

1.1.1 La Précordillère Andine de la Région de L'Araucanie.

La Précordillère andine de la Région de l'Araucanie est placée à l'est de la Vallée Centrale. Il existe au moins deux définitions de la précordillère andine. Dans cette étude, nous avons utilisé celle de Apey et Barril (2006), car elle fait une plus grande part à l'aptitude de la région à la production agricole et présente une plus grande homogénéité entre zones que celle de Rouanet et al. (1988). La région s'étend du sud du fleuve Bio-Bio, province de Malleco, jusqu'au lac Calafquén, province de Cautín.

Située entre 300 m et 900 m d'altitude environ, elle occupe une superficie de 703.600 ha.

Dans la définition de Apey et Barril (2006), la partie Sud de la commune de Collipulli appartient à la zone de la précordillère. Ceci étant, c'est une zone principalement forestière où le système de récupération des sols dégradés n'est que très peu appliqué. Par conséquent, nous n'avons pas retenu cette commune dans notre échantillon. Les autres communes de la zone sont Curacautín, Cunco, Villarrica et Vilcún. Nous avons localisé nos parcelles d'étude dans ces quatre communes.

Ces communes se caractérisent par l'importance de l'élevage : elles fournissent l'essentiel des jeunes bovins, produits dans de petites exploitations, qui seront ensuite engraisés dans les exploitations plus grandes. Dans ces communes se trouve l'essentiel des ressources fourragères de cet élevage.

Nous avons ajouté à notre échantillon la commune de Lonquimay, qui se trouve dans la Cordillère, pour deux raisons : la nécessité de produire des connaissances sur le fonctionnement des prairies dans cette région, dont l'agriculture est très mal connue et car les situations de cette zone où le climat et les sols sont différents de ceux de la précordillère, fournissent un point de comparaison intéressant avec les communes de la précordillère.

1.1.2 Les Sols de la précordillère Andine de L'Araucanie.

Ce sont pour l'essentiel des andosols. Le mot « andosol » provient du Japonais, où le préfixe “ando” signifie “sols foncés”. Brady et Weil (1999) les définissent comme des sols dérivés de matériaux volcaniques où prédominent l'allophane et les complexes Al-humiques (Shoji *et al.*, 1993).

Ces sols existent dans une grande variété de conditions environnementales. Ils ont été étudiés dans plusieurs régions du monde où ils ont une importance considérable pour l'agriculture (Broquen *et al.*, 2005). Ils sont caractérisés par des propriétés physiques et chimiques très particulières, comme la grande stabilité de leur matière organique (MO), leur forte capacité de rétention d'eau, une densité faible, une charge variable avec le pH (Satti *et al.*, 2007).

Si les sols volcaniques du sud du Chili sont constitués majoritairement par des Andosols (appelés localement «Trumaos»), ils comprennent également des Ultisols (appelés «sols rouges argileux») et, par endroit, on trouve des sols volcaniques appartenant aux familles suivantes: Inceptisols, Entisols et Alfisols (Mella et Kühne, 1985; Tosso, 1985).

Les sols trumaos du Sud du Chili

Les sols trumaos se sont formés sur des cendres modernes andésitique ou basaltique. On les trouve en plaine et dans des collines (Tosso, 1985) sur différents substrats

(outwash, moraines, canchagua, tuf volcanique, etc..). Ils se sont développés sous un climat tempéré frais (IREN-UACH, 1978).

Les andosols présentent des propriétés très différentes en fonction des conditions climatiques ayant régné durant leur pédogenèse (Zehetner et Miller, 2006). L'importance des conditions climatiques sur la composition colloïdale des sols de cendres volcaniques a été décrite dans de nombreuses parties du monde (Parfitt, 1980; Stevens et Vucetich, 1985; Takahashi *et al.*, 1993; Nizeyimana *et al.*, 1997; Nieuwenhuys *et al.*, 2000). Très souvent, on observe un fort gradient de différenciation des andosols en fonction de l'altitude, en raison de la variation des régimes thermiques et hydriques. Dans les zones les plus élevées, froides et humides, ces conditions ont favorisé l'accumulation de matière organique ainsi que la formation de minéraux amorphes, tandis que dans les altitudes plus basses, plus chaudes et plus sèches, le sol a été créé à partir de faibles modifications des caractéristiques des matériaux parentaux. Si l'halloysite domine la phase argileuse dans des climats secs, les matériaux amorphes actifs comme l'allophane et les complexes humus-Al dominant la fraction argileuse là où le climat est humide, la silice de la solution du sol ayant été déplacée par lixiviation. Ces différences minéralogiques ont une grande influence sur les cycles biogéochimiques dans les agro écosystèmes des régions volcaniques. En particulier, les matériaux amorphes actifs présentent une forte réactivité et, surtout, un fort pouvoir fixateur du phosphore (Parfitt, 1989; Wada, 1989; Shoji *et al.*, 1993). Par conséquent, dans ces sols, le phosphore est peu

disponible pour les plantes ce qui représente, avec la toxicité aluminique, l'obstacle principal à la croissance des cultures (Shoji *et al.*, 1993; Borie et Rubio, 1999).

Le pH-eau est acide (5.6-6.0). Les Trumaos présentent également des quantités significatives d'aluminium actif, qui peut se présenter sous plusieurs formes: silicates d'aluminium de faible rang (allophane et imogolite) ; hydroxyde d'aluminium, dans des silicates de couches 2:1 et 2:2 ; complexes humiques ; aluminium interchangeable (Al^{+3}) dans des silicates de couches 2:1 et 2:2 (Sadzawka et Carrasco, 1985; Besoain, 1999).

Le statut organique des andosols est également caractéristique en raison de la nature particulière de leur fraction allophanique, qui joue fortement sur l'adsorption de la MO sur les composants minéraux, ce qui diminue le taux de minéralisation (Parfitt *et al.*, 1999; 2002). Il a été également démontré que la présence d'aluminium stabilisait les composés organiques (Nanzyo *et al.*, 1993; Shoji *et al.*, 1993). L'effet stabilisant de l'Al sur la MO du sol est dû à la complexation de l'Aluminium dans la solution du sol suivie de la précipitation d'un complexe insoluble Al-humus, qui empêche l'activité d'enzymes microbiennes, ce qui diminue le taux de minéralisation (Sollins *et al.*, 1996). La teneur en matière organique des andosols est par conséquent très élevée. Dans les sols de la région de l'Araucanie, elle est souvent supérieure à 15 g g^{-1} .

En général, les sols Trumaos ont des propriétés physiques excellentes (Mora *et al.*, 2004). Ils présentent en surface une texture franche à franche argileuse, devenant plus

fine avec la profondeur. L'agrégation dans les horizons supérieurs est généralement subangulaire ou granulaire, moyenne à modérée ou forte. Les agrégats présentent une stabilité structurale élevée, du fait de la nature minéralogique de la phase argileuse. Les trumaos sont donc résistants à l'érosion hydrique. La vitesse d'infiltration est importante. La densité apparente est faible, en raison du contenu élevé de matière organique et de la prédominance de matériaux légers. La densité apparente est de l'ordre de 0.7 g.cm^{-3} (Romero, 1996). La porosité élevée, l'agrégation et la nature des argiles, entraînent une capacité de rétention de l'eau très élevée (IREN-UACH, 1978; Tosso, 1985).

Le principal problème de fertilité des Trumaos est lié à leurs caractéristiques chimiques : fort pouvoir fixateur du P, pH faible, présence d'Aluminium actif. La quantité de phosphate disponible est très faible et diminue avec la profondeur. Le pH est également faible et le pouvoir tampon est élevé. Les quantités de calcaire nécessaires pour corriger l'acidité sont donc extrêmement élevées. Les teneurs en aluminium et en fer échangeables ou extractibles sont fortes dans tout le profil et augmentent considérablement avec la profondeur (Vera, 2004).

La fixation du phosphore est principalement due aux réactions d'adsorption, par formation de complexes avec l'aluminium, avec le fer et le manganèse, à la surface des minéraux argileux de charge variable ainsi que des oxydes cristallins et non cristallins. La capacité de fixation du phosphore varie avec le type d'argile (Espinoza, 2004).

Le contenu total de phosphore des andosols se trouve généralement compris entre 0.02 et 0.5%, avec une moyenne à 0.06% (Sadzawka et Carrasco, 1985). Quilodrán (2004) indique que la teneur en phosphore total dans les sols des zones tempérées varie entre 0.02 et 0.08% et que la teneur en phosphore organique varie entre 25 et 75% du phosphore total. Dans les trumaos, les teneurs en P total sont comprises entre 1.150 et 3.000 mg kg⁻¹ dans les sols non fertilisés. Pour des sols fertilisés, cette valeur peut atteindre 4.000 mg kg⁻¹ (Quilodrán, 2004). Le phosphore minéral se trouve principalement sous forme d'orthophosphate.

Le pouvoir fixateur élevé et l'acidité importante des Andosols du sud du Chili demandent l'application de fortes doses d'engrais phosphatés afin d'obtenir une production économiquement rentable (Gallardo *et al.*, 2004; Quilodrán, 2004). Les engrais phosphatés représentent souvent la seule source de P disponible entrant dans le système. Le devenir de l'engrais phosphaté appliqué au sol dépend des propriétés particulières de l'engrais et de la chimie du sol qui déterminent finalement le devenir du P appliqué au sol (Mollier *et al.*, 2008).

Les sols de Lonquimay sont également volcaniques, mais beaucoup plus jeunes que les Trumaos. Le matériau parental est de type basaltique andésitique. S'y ajoutent des dépôts pyroclastiques qui, périodiquement, renouvellent les sols.

1.1.3 Le climat de la précordillère Andine de L'Araucanie.

Dans la classification des écorégions proposées par Gastó *et al.* (1993), la précordillère andine de L'Araucanie appartient au règne tempéré, domaine "Secoestival", province "Secoestival" courte (Bio-Bío). La précordillère andine présente un climat qui se caractérise par une saison sèche courte avec un été sec mais assez froid (le risque de gel existe même en été) et un hiver où le gel est très marqué.

Le principal facteur climatique qui limite la productivité des prairies est le froid, qui affecte le taux de croissance des plantes. Ainsi la température moyenne annuelle est inférieure à 10°C, avec un gradient thermique croissant d'Est en Ouest. Entre les mois d'avril et de mai, l'accumulation de froid est de 600 HF (somme des températures inférieures à 5°C) soit 18% du total annuel ; l'accumulation de chaleur est de 270 degrés-jours, base 5°C. La température moyenne de l'air varie fortement, avec une moyenne des maxima de 15°C et une moyenne des minima de 2,7°C (Rouanet, 1983). La période de juin à août est la plus rigoureuse. La température de l'air est faible, avec une moyenne de 6°C et une moyenne des minima qui s'établit à 1,7°C. L'accumulation de froid est de 1.040 HF et l'accumulation de chaleur de 160 degrés-jours seulement (9% du total annuel). Il n'y a pas d'accumulation de chaleur au dessus de 10°C. De septembre à décembre, la température augmente sensiblement. La moyenne passe ainsi de 7,8°C en septembre à 11,4°C en décembre. L'accumulation de froid est de 1.037 HF et l'accumulation de chaleur de 567 degrés-jours. De janvier à mars, l'accumulation de chaleur est de 808 degrés-jours base 5° (45% du cumul annuel) et

l'accumulation de froid de 580 HF (18% du total annuel). La température moyenne est de 13,9 °C.

Le climat est humide. Le cumul des précipitations est de 2.300 mm par an en moyenne, plus ou moins 650 mm selon les années (Rouanet, 1983 ; Gastó *et al.*, 1993). L'évapotranspiration moyenne est de l'ordre de 800 mm. Ainsi le bilan hydrique est-il positif quasiment 11 mois sur 12 (Rouanet, 1983). Entre les mois d'avril et de mai il tombe en moyenne 540 mm d'eau, ce qui représente 21% du total annuel. De juin à août, le cumul des précipitations est de 1.050 mm (41% du total annuel). Il faut noter qu'à l'Est de la région, les précipitations tombent également sous forme de neige, ce qui n'est pas pris en compte dans le cumul. De septembre à décembre, les précipitations sont de 630 mm et l'évapotranspiration de 240 mm. Le sol est toujours humide pendant cette période, c'est ce qui détermine la vocation pour l'élevage de cette zone. De janvier à mars, la pluviométrie cumulée est de 320 mm (12% du total annuel) et l'évapotranspiration de 399 mm. Le risque de sécheresse n'existe qu'en janvier et il concerne surtout le Nord et l'Ouest de la région. Mais dans la plupart des cas la réserve utile élevée des sols de la précordillère permet de faire face au déficit climatique.

Le climat de Lonquimay est différent de celui des autres communes : cette localité est située dans la Cordillère des Andes où le climat est, selon l'INIA, de type polaire alpin, avec un hiver extrêmement froid. Il existe cependant des zones où le climat est plus clément et permet l'agriculture (avec un été court, où les températures peuvent

atteindre 35°C). Cependant, même dans ces zones, le risque de gel existe tous les mois de l'année. L'hiver, des mois de mai à août, la neige est fréquente et les températures peuvent descendre sous les -20°C. La moyenne du cumul des précipitations annuelles est de 1.860 mm, compte non tenu des précipitations sous forme de neige.

1.1.4 Les systèmes d'élevage et les prairies de la précordillère andine

1.1.4.1 L'élevage dans la précordillère andine

Dans la précordillère andine, l'élevage bovin domine avec 172.383 têtes (63% du cheptel), suivi par l'élevage ovin, qui représente 26 % du troupeau. 26 % de l'élevage bovin et ovin de la région de l'Araucanie se trouve dans la précordillère (INE, 2007).

L'effectif du troupeau est plus important au Sud, car la prairie y est plus productive. Pour la même raison, au Nord, le système naisseur domine, alors qu'au Sud se trouvent les engraisseurs. Les naissances ont lieu principalement au printemps, de la mi-août à la mi-octobre. La base de l'alimentation est le pâturage, complété par un peu de foin et d'ensilage pendant l'hiver. Les veaux de six mois sont vendus de mars à avril, période de faible production fourragère. L'engraissement se fait essentiellement au pâturage, complété par du foin et de l'ensilage et parfois un peu d'avoine entière ou concassée. Le poids à l'abattage est de 480 kg, à 24-30 mois (Catrileo, 2005).

1.1.4.2 Les Prairies de la précordillère andine.

Les prairies jouent un rôle fondamental dans l'élevage de cette région. Elles occupent 173.860 ha dans la précordillère, dont 85 % de prairies naturelles et 15 % de prairies

permanentes semées (11,5 %) et de cultures annuelles (3,1%, essentiellement de l'avoine). Un peu plus de la moitié de la surface en prairies naturelles est située dans les communes de Cunco (40.054 ha) et de Vilcún (40.453 ha). Les prairies peu productives représentent l'essentiel de ces surfaces fourragères naturelles (figure 1).

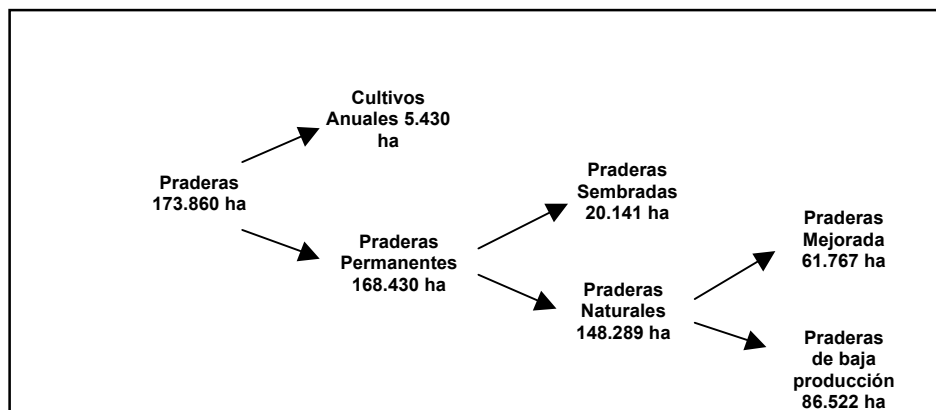


Figure 1. Répartition des types de prairies dans la précordillère andine de la région de L'Araucanie (INE, 2007).

1.1.4.2.1 Prairies naturelles peu productives

Ce type de prairie domine dans la précordillère. Caractérisée par un niveau de productivité très faible, la composition botanique comprend un groupe complexe d'espèces, arrivant à maturité à différents moments de l'année et, surtout, qui sont très bien adaptées aux conditions particulière des trumaos (pH faible, teneur en Aluminium élevée, faible disponibilité en P, Demanet et Contreras, 1988). Ce groupe d'espèce comprend entre autres : l'Agrostis qui supporte bien les faibles pH, (*Agrostis tenuis*), la crételle hérissée (*Cynosurus echinatus*), la Houlque laineuse (*Holcus lanatus*) et différentes espèces de brome (*Bromus spp.*). La part de ces graminées représente

50 à 70 % de la matière sèche totale. La proportion des légumineuses est faible (en général inférieure à 10 %) avec quelques espèces de trèfle (dont le trèfle Blanc, *Trifolium repens* et le lotier pédonculé (*Lotus pedunculatus*). Les légumineuses présentent en effet une faible compétitivité vis-à-vis des graminées dans les sols acides où la disponibilité du phosphore est faible. Le restant, qui représente 30 à 40 % de la composition botanique comprend essentiellement des espèces à feuilles larges, telles que la porcelle enracinée (*Hypochaeris radicata*), le pissenlit (*Taraxacum officinale*), le plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*), l'oseille sauvage (*Rumex acetosella*) et la dent de lion (*Leontodon nudicaulis*). La proportion de ces espèces est plus élevée dans les prairies fortement dégradées, en fin d'hiver et au printemps (Demanet et Contreras, 1988).

Demanet et Contreras (1988) signalent que la précordillère est la région de l'Araucanie qui présente le meilleur potentiel de production pour ce type de prairie. Le niveau reste cependant assez faible, ne dépassant pas 4 t MS ha⁻¹, tout en étant supérieur à celui du reste de la région de L'Araucanie (3 t MS ha⁻¹). Demanet (2010) estime pourtant que la production potentielle annuelle de ces prairies naturelles se situe entre 5 et 6 t MS ha⁻¹ (Tableau 1).

Tableau 1. Taux de croissance ($\text{kg MS ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$) et production saisonnière (kg MS ha^{-1}) des prairies naturelles. Moyenne pour la précordillère andine de la région de L'Araucanie.

Saison	$\text{kg MS.ha}^{-1}.\text{jour}^{-1}$	kgMS.ha^{-1}	%
Été	8	698	14
Automne	6	516	10
Hiver	4	397	8
Printemps	37	3.430	68
Total	-	5.041	100

Source: Demanet (2010).

La répartition de la production tout au long de l'année est influencée principalement par les facteurs climatiques. La production est nettement saisonnière (Figure 2), le niveau de croissance maximum est atteint au printemps, le taux de croissance étant très faible le reste de l'année (Demanet et Contreras, 1988).

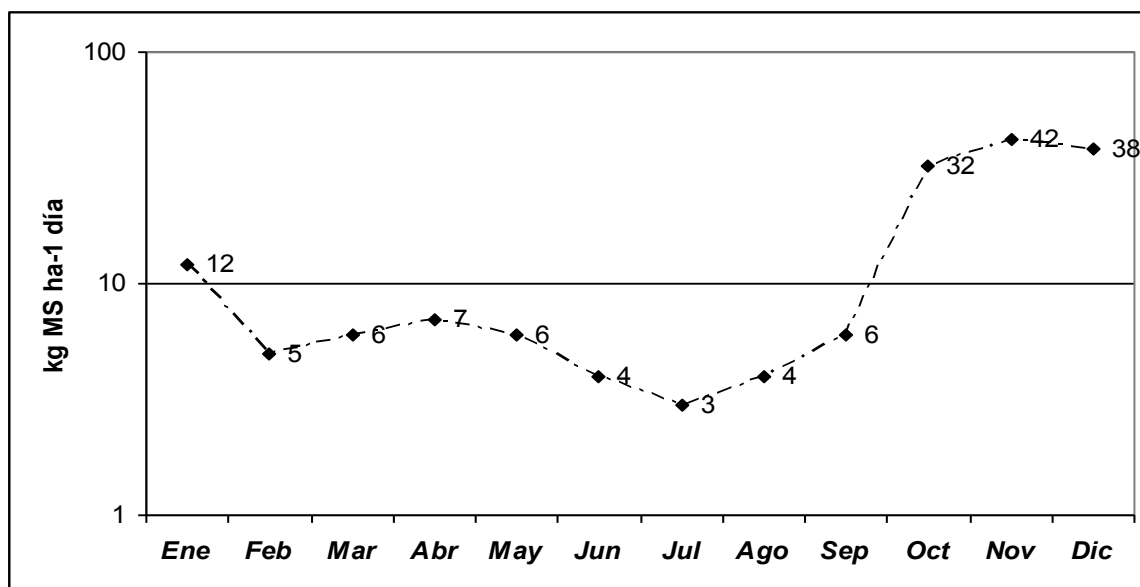


Figure 2. Evolution du taux de croissance ($\text{kg MS ha}^{-1} \text{kg jour}^{-1}$) de la prairie naturelle dans la précordillère andine (Demanet, 2010).

1.1.4.2.2 Prairies naturelles améliorées

Il est possible d'augmenter le niveau de production des prairies en améliorant leur conduite. Campillo (1988) signale que la fertilisation azotée modifie la composition botanique dans un sens favorable, en entraînant une diminution des espèces indésirables et en favorisant les graminées (principalement la Houlique laineuse). De même, l'apport d'engrais P-K-S favorise les légumineuses et principalement *T. Pratense* (Tableau 2). Ce changement est d'autant plus prononcé que la fertilisation est pratiquée sur une longue période. Les effets combinés de l'apport d'engrais et de la modification de la composition floristique ont un effet important sur la productivité.

Tableau 2. Composition botanique (%) de prairies naturelles (témoin sans engrais) et améliorées par l'apport d'engrais P-K-S ou d'engrais azoté. Villarrica, région de L'Araucanie.

	Novembre 1981			Novembre 1982		
	Témoin sans engrais	Traitement P K S	Traitement N (60 kg ha ⁻¹)	Témoin sans engrais	Traitement P K S	Traitement N (60 kg ha ⁻¹)
Légumineuses	3	13	4	1	30	8
Graminées	65	68	81	65	65	84
Autres	42	19	15	34	5	8

Source: Campillo (1988).

Le risque lié à l'apport d'engrais est de diminuer la proportion de légumineuses. Pour cette raison Campillo (1988) préconise de ne pas dépasser des doses de 60 à 80 unité/ha d'azote et de fractionner les apports. En complétant par une fertilisation raisonnée de Phosphore et de Potasse, il est possible d'augmenter la proportion de légumineuses dans la prairie améliorée et d'obtenir un fourrage équilibré. En pratiquant une fertilisation raisonnée selon ces principes, Campillo a obtenu, à Villarrica, une augmentation de 150 % en moyenne du rendement des prairies. Dans ses essais, La réponse à l'apport de potasse a été plus importante et plus rapide que la réponse au Phosphore, qui ne s'est manifestée qu'après 3 ans de fertilisation.

1.1.4.2.3 Prairies semées

Un moyen efficace d'accroître la productivité de la prairie est de la resemer (en mars ou en septembre) en introduisant de nouvelles espèces : cela permet d'étendre la période de production, d'améliorer la qualité du fourrage, d'améliorer l'impact sur la fertilité des sols. Ces prairies semées couvrent une superficie de 20.141 ha, soit 11,5 % de la surface fourragère de la précordillère. La part de l'irrigation est très faible : seulement 2.392 sont irrigués (INE, 2007). Les espèces semées sont diverses : fétuque, trèfle violet, trèfle souterrain, trèfle blanc, ray-grass hybride, dactyle aggloméré, phalaris spp. Elles peuvent être utilisées en mélange (e.g. ray-grass anglais/trèfle blanc, ray-grass italien/ trèfle violet), pour une meilleure répartition de la production dans l'année et une meilleure qualité de fourrage. Ces prairies ont une durée de vie de 5 à 6 ans. Les principaux problèmes posés sont liés au développement de ravageurs (plusieurs espèces d'insectes de la famille des coléoptères, hanneton de la St Jean et surtout *Hylastinus obscurus*, ainsi que des noctuelles (*Dalaca spp*).

Tableau 3. Production saisonnière moyenne (kg MS ha⁻¹). Mesures réalisées dans la précordillère de la région de L'Araucanie. Demanet (2010).

Type de prairie	Été		Automne		Hiver		Printemps		Total kgMS.ha ⁻¹
	kgMS.ha ⁻¹		kgMS.ha ⁻¹		kgMS.ha ⁻¹		kgMS.ha ⁻¹		
	Total	%	Total	%	Total	%	Total	%	
RGA+ trèfle blanc	1.669	14	1.245	10	885	7	8.270	69	12.069
Fétuque + trèfle blanc	2.011	17	1.092	10	765	7	7.441	66	11.309
Dactyle + trèfle blanc	2.787	27	700	7	274	3	6.528	63	10.289
Super 9*+trèfle blanc	2.756	21	1.215	9	915	7	8.208	63	13.094

*Super9 est une marque commerciale, comprenant un mélange de Ray-Grass Anglais de fétuque et de dactyle.

Le rendement pendant l'été est meilleur avec les mélanges fétuque-Trèfle blanc et datyle-Trèfle blanc qu'avec le mélange RGA+Trèfle blanc (tableau 3). Ceci est dû au fait que la fétuque et le dactyle résistent bien à la sécheresse. Cependant, la productivité totale annuelle est meilleure avec le mélange RGA+Trèfle blanc. Mais les meilleurs résultats sont obtenus avec la prairie « Super9+Trèfle blanc » qui comprend un mélange de quatre espèces. Ceci confirme d'autres résultats qui montrent que l'accroissement de la biodiversité améliore les performances de la prairie et sa résilience (ici résistance à la sécheresse). Enfin, ces essais montrent que, lorsqu'on lève les facteurs limitants liés au sol, et que l'on utilise des espèces productives, on peut accroître considérablement la production de la prairie. Dans notre étude nous retiendrons le seuil de 12 tonnes de MS par hectare comme le plus fort niveau de production possible, en conditions agricoles, sur la zone (moyenne des productions annuelles obtenues dans les essais du tableau 3).

1.1.5 Conclusion

Les conditions climatiques de la précordillère sont particulièrement favorables à la production des prairies, car le déficit hydrique est peu marqué. Le principal facteur limitant est la température (froid, risque de gel) qui limite la croissance de l'herbe.

Les sols en revanche sont contraignants et limitent fortement la production potentielle en raison de leur composante chimique peu favorable : pH faible, fort pouvoir fixateur, teneur en aluminium élevée et, par endroit, peu de potasse. La matière organique se minéralisant lentement, ils fournissent aussi peu d'azote.

Enfin, que les prairies soient naturelles ou plantées, la production est fortement saisonnière, avec 60 % de la production au printemps. Les périodes d'automne et d'hiver sont critiques. Nous avons évalué la production totale de nos prairies à partir de la seule production printanière.

1.2. Etat de l'art : le problème de l'acidification des sols volcaniques et ses conséquences sur la disponibilité du phosphore dans les "Trumaos"

1.2.1. L'acidification des sols

Il y a trois types d'acidité dans le sol : l'acidité réelle ou active, l'acidité interchangeable et l'acidité résiduelle (Brady et Weil, 1999).

L'acidité Active est déterminée par la concentration d'ions H^+ dans la solution du sol (Domínguez, 1997 ; Brady et Weil, 2000). L'acidité active est très faible comparée à

l'acidité interchangeable ou résiduelle, toutefois elle est extrêmement importante, puisque la solution du sol détermine l'environnement chimique des racines des plantes et des micro-organismes (Brady et Weil, 1999).

L'Acidité Interchangeable est associée à la présence d'ions d' Al^{3+} et H^+ interchangeables trouvés habituellement en grande quantité dans beaucoup de sols acides. Ces ions peuvent être libérés dans la solution du sol par échange cationique, c'est pour cela que l'on utilise pour leur détermination une solution KCl 1M (Brady et Weil, 1999). L'acidité interchangeable dans les sols fortement acides est mille fois plus grande que l'acidité active dans la solution du sol. L'acidité interchangeable varie avec le type d'argile, qui détermine le niveau d'adsorption des cations.

L'Acidité Résiduelle correspond à l'acidité produite par la dissociation de l'hydrogène à partir des groupes carboxyles, hydroxyles et amines présents dans la matière organique et par la dissociation des oxydes hydratés de Fer et d'Aluminium (Rowell, 1994; Marschner, 1995).

L'acidification des sols est un processus naturel, qui débute quand la surface des roches est colonisée par des algues et des lichens lors des premières étapes de la pédogenèse. Dans les écosystèmes naturels, quand la pluie dépasse l'évapotranspiration, la lixiviation du sol déplace progressivement les bases (calcium, magnésium, potassium et sodium) vers les couches les plus profondes du profil de sol. Ces ions sont remplacés par des ions H^+ . Le sol acidifié perd sa fertilité naturelle (Brady

et Weil, 1999; Sadzawka *et al.*, 2006). Un sol est acide quand le pH est inférieur à 5.6 (Mora *et al.*, 1993). Dans les trumaos, ce phénomène s'accompagne de la production d'aluminium libre qui remplace les ions sur le complexe d'échange. Dans un sol acide le taux de saturation par l'Aluminium dépasse 10% (Mora *et al.*, 1993).

Le problème de l'acidification des sols en agriculture provient de ce que ce processus peut être considérablement accéléré par l'action de l'Homme. Parmi les principales causes figurent l'agriculture intensive sans remplacement des bases lessivées et l'utilisation d'engrais acidifiants (Sadzawka et Campillo, 1993). En particulier, en raison du fort pouvoir tampon des sols trumaos à l'égard du pH⁴, il n'y a pas eu d'augmentation significative de l'acidité de ces sols jusqu'à ce que l'utilisation du salpêtre traditionnel ne soit remplacée par l'emploi d'engrais acidifiants, l'urée majoritairement. L'acidification peut être accélérée également lorsque les bases ne sont pas remplacées après leur prélèvement par les plantes ou par la lixiviation des cations. (Helyar et Godden, 1976; Helyar *et al.*, 1990).

L'acidification se produit quand le taux de production des ions H⁺ dépasse le taux de consommation de ces mêmes ions (Van Breemen *et al.*, 1984; Wild, 1988). En conditions naturelles, le taux d'acidification est faible, mais il s'accélère généralement sous l'effet des pratiques agricoles (Helyar et Porter, 1989). Selon Sadzawka et Campillo (1993), plusieurs facteurs conditionnent l'intensité du processus d'acidification des sols: le travail du sol accélère le phénomène ; la pluviométrie élevée

⁴ Le pouvoir tampon est la quantité d'acide ou de base nécessaire pour modifier une unité de pH (Rowell, 1994).

provoque une lixiviation des bases échangeables ; la décomposition de résidus organiques libère du dioxyde de carbone qui se combine avec l'eau pour former de l'acide carbonique ; la fixation symbiotique d'azote libère des ions H^+ dans la solution du sol. A cela, Rodríguez (1993), ajoute l'action des pluies acides qui apportent des acides sulfuriques et nitriques.

Les ions H^+ proviennent de sources très diverses : minéralisation de la matière organique du sol, nitrification, dissociation acides organiques et diverses réactions d'oxydation/réduction (Van Breemen *et al.*, 1984). L'acidification découle d'un changement durable de la capacité neutralisante de la fraction organique du sol qui produit un flux net d'ions H^+ (Van Breemen *et al.*, 1984). Sous prairie, les cycles du carbone et de l'azote sont les principales causes de l'acidification de sol (Helyar et Porter, 1989).

L'acidité des sols limite la croissance des plantes à travers plusieurs effets directs, comme la toxicité aluminique ou celle liée à la présence de manganèse (Marschner, 1991 ; Sadzawka et Campillo, 1993) et indirects, l'acidité bloquant l'absorption par la plante de nutriments essentiels, tout particulièrement Ca, Mg, P ou le molybdène. Mais le facteur le plus important qui limite la croissance dans les sols acides est l'Al soluble, même si Araos (1992), Sadzawka et Campillo (1993) ou Venegas (1993) indiquent aussi le fer, comme étant capable de causer une phytotoxicité Mora *et al.*, (1993).

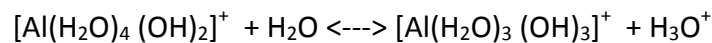
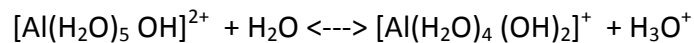
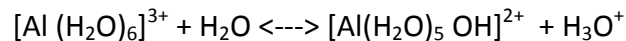
Sadzawka et Campillo (1993), soulignent que dans le sud du Chili, les sols volcaniques ont des charges variables. Cela signifie qu'une proportion significative de la charge électrique à la surface des particules ou des colloïdes, qui retiennent les cations, sont dépendants du pH. Ainsi, quand le pH diminue, une diminution de la capacité d'échange du sol se produit qui entraîne la perte de cations. A l'inverse, quand le pH de la solution du sol augmente, une plus grande quantité de cations de la solution du sol est retenue. Mora *et al.* (1993), affirment que les principales causes pour lesquelles près de 25% des sols agricoles de la Région de l'Araucanie sont actuellement acides, sont la perte de bases liée à la pluviométrie très importante et à l'utilisation intensive des sols, sans équilibrage adéquat des exportations par la fertilisation ou l'apport d'amendements.

1.2.2. L'aluminium dans le sol et sa toxicité.

En général, l'acidité des sols est très liée à la présence d'aluminium en solution. Cet élément est très abondant dans le sol. Il représente 7.1% de la composition chimique de l'écorce terrestre, il est contenu dans les minéraux primaires, les minéraux secondaires ainsi que dans les oxydes et hydroxydes d'aluminium. L'aluminium contribue à l'accumulation et à la stabilisation de la matière organique des sols volcaniques, du fait de la formation de complexes stables humus- Al, qui ne sont peu sensibles à l'attaque microbienne (Inoue, 1986).

L'aluminium a une charge ionique importante et un petit rayon cristallin (0.05 nm). Il est ainsi très réactif en solution. Quand il se dissout, l' Al^{+3} libéré se combine avec 6 molécules d'eau et s'hydrolyse en formant des complexes mono et polynucléaires

d'hydroxyde d'Al. Il peut aussi, quand le produit de solubilité de ce minéral est dépassé, former un précipité d'hydroxyde d'Aluminium, $(Al(OH)_3)$, appelé gibbsite (Calvet, 2003). L'hydrolyse des produits monomériques peut être représentée par les équations successives suivantes (pour une plus grande clarté on a supprimé les molécules d'eau). A chaque étape, un ion H^+ est libéré dans la solution, ce qui entraîne une diminution du pH, à moins qu'il n'existe une source d' OH^- qui neutralise cet ion, ou que celui-ci ne disparaisse de la solution, par adsorption sur des surfaces ayant des charges négatives.



Ces réactions d'hydrolyse sont généralement significatives à $pH > 4$. A $pH 4.9$, plus de 80% de l'aluminium soluble est hydrolysé (Ritchie, 1989). Les produits de l'hydrolyse de l'Aluminium peuvent se réabsorber sur les composants du sol, former des complexes solubles avec des ligands inorganiques (F^- , SO_4^{2-}) et une grande variété de ligands organiques (acides, tartrique, oxalique, fulvique, humique). Ils peuvent aussi former des polymères solubles, avec des ions hydroxyles seuls ou associés à des ions phosphates et silicates (Bohn *et al.*, 1979; Ritchie, 1989; Tisdale *et al.*, 1993).

L'aluminium est présent dans divers composés minéraux du sol, principalement les octaèdres d'aluminium et dans la majorité de composés minéraux précipités (Zapata, 2004). Suivant la forme sous laquelle il est présent, ses propriétés et son comportement varient (De La Fuente et Herrera, 1999; Vizcayno et García-González,

2000). Dans les Andosols jeunes l'aluminium, libéré par les roches pyroclastiques, est principalement contenu dans l'allophane, l'imogolite et les complexes humus-Al. L'accumulation de formes actives d'aluminium et de fer est l'une des propriétés importantes des Andosols. Al et Fe déterminent ou influencent fortement leurs propriétés chimiques et donc leur productivité (Shoji *et al.*, 1993).

L'aluminium extractible est un bon indicateur de la rétention ou de la fixation du phosphore dans le sol, car il dépend de la composition de la minéralogie des argiles (Rodríguez, 1993 ; Bonomelli *et al.*, 2003b). En outre, il a été montré que l'aluminium extractible augmentait quand la saturation des bases et le pH diminuaient (Mc Lean *et al.*, 1958). Les études effectuées dans le Sud du Chili par Alamos *et al.* (1967) ont montré que l'absorption de l'ion orthophosphate, dans ce type de sols, était plus grande au fur et à mesure que la concentration d'aluminium extractible augmentait (Schalscha *et al.* 1965; Dixon et Weed, 1977).

La présence de niveaux élevés **d'Aluminium échangeable** affecte quant à elle le développement et le fonctionnement des racines. De plus, l'ion Al est capable de bloquer l'absorption de nutriments comme le Ca, Mg et K (Mora *et al.*, 1993). Larsen *et al.* (1996) indiquent que l'Aluminium produit dans les plantes des symptômes généraux de toxicité qui sont semblables à ceux produits par l'insuffisance de nutriments. Dans les sols acidifiés, la forme la plus abondante en solution est Al^{+3} qui présente la plus forte toxicité (Venegas, 1993).

Le niveau critique de toxicité par l'aluminium dans les sols est de 0.1 cmol.kg^{-1} d'aluminium échangeable pour les plantes sensibles. Toutefois, le meilleur indicateur pour diagnostiquer la toxicité de l'aluminium est la saturation par l'aluminium de la capacité d'échange cationique (CEC). Dans ce contexte, le Ministère de l'Agriculture du Chili a fixé, pour les régions avec prédominance de sols volcaniques, une limite de 5% pour la saturation du complexe par l'aluminium. Au-delà de ce seuil il y a une bonne réponse des cultures au chaulage. Pour les autres zones du pays, la propriété utilisée est le pH eau. Le seuil est de 5,8 valeur au dessus de laquelle la toxicité aluminique est très peu probable (Sadzawka *et al.*, 2006). Près de 38% des Andosols se trouvent dans les catégories moyenne à haute pour la saturation d'Aluminium, ce qui signifie que le taux de saturation oscille entre 5 et 30% (Quilodran, 2004). Quand la saturation d'aluminium est supérieure à 46%, les rendements sont diminués de moitié. Il faut noter toutefois que les symptômes de phytotoxicité par l'Aluminium ne sont pas toujours uniquement reliés à une concentration critique d'Aluminium dans le milieu de croissance (Cameron *et al.*, 1986). D'autres facteurs peuvent être importants à considérer dans l'expression de la réponse à l'Al par les plantes: le pH, la formation de précipités insolubles, la force ionique de la solution, la présence de liantes chélatants, le génotype de la plante, peuvent aussi agir pour modifier la réponse de la plante à l'aluminium (Gallardo *et al.*, 1999).

Effets physiologiques sur les plantes de niveaux d'aluminium excessifs

La toxicité aluminique dans les plantes est bien documentée (Delhaize et Ryan, 1995; Horst *et al.*, 1999; Kollmeier *et al.*, 2000; Marienfeld *et al.*, 2000). La toxicité

aluminique est le principal obstacle à la croissance des plantes dans les sols acides (Mora *et al.*, 2000; Rout *et al.*, 2001; Dong *et al.*, 2002). L'excès d'aluminium produit une diminution du développement et de la croissance des plantes, ce qui, ajouté au blocage de l'absorption des autres éléments, spécialement le calcium, le magnésium, le phosphore et le molybdène entraîne une limitation importante de la productivité (Sadzawka et Campillo, 1993). L'inhibition de la croissance des racines est le symptôme visuel de la toxicité aluminique le plus précoce. Les parties aériennes, à l'inverse de la situation observée pour la toxicité par le manganèse, sont moins touchées (Chang *et al.*, 1999). L'atrophie des racines est une conséquence de l'inhibition de l'élongation cellulaire induite par l'aluminium. Les racines sont habituellement épaissies au niveau de l'apex et deviennent marron (Mossor-Pietraszewska *et al.*, 1997 ; Martínez-Estévez *et al.*, 2003).

Les plantes adaptées aux sols acides utilisent plusieurs mécanismes pour faire face aux conditions de sol défavorables. Ces mécanismes sont souvent interdépendants (tolérance à l'Aluminium et efficacité de l'assimilation du phosphore, Marschner, 1991). L'élimination de l'aluminium des apex des tiges est le principal mécanisme de tolérance à l'aluminium. Cette élimination intervient par l'exsudation de composés organiques ayant une haute affinité pour l' Al^{+3} (Tolrá *et al.*, 2004). Dans les prairies du Sud du Chili, les plantes fourragères les mieux adaptées à la toxicité aluminique (et à l'acidité) sont *Agrostis capillaris* et *Lotus uliginosus*.

1.2.3 Acidité et disponibilité du phosphore

Le phosphore (P) est un nutriment essentiel pour les plantes qui doit être ajouté à la majorité des sols pour maintenir la croissance végétale et soutenir le rendement des cultures (Syers, 1974; Sims *et al.*, 2000). Toutefois, la transformation du P dans le sol dépend de nombreux facteurs biotiques et abiotiques. Tandis qu'il y a beaucoup de travaux sur l'utilisation des engrais phosphatés minéraux (Yang et Jacobsen, 1990; Bolan *et al.*, 1996), on connaît peu de choses sur les mécanismes impliqués dans l'immobilisation et la minéralisation du P organique qui interagit avec le P inorganique dans les sols.

Le phosphore est souvent un obstacle au rendement, car la proportion de P disponible dans le sol est naturellement faible, spécialement dans les sols qui présentent un fort pouvoir fixateur (Havlin *et al.*, 1999). Les formes du phosphore dans le sol sont : P en solution (disponible) ; P labile (adsorbé à la surface des argiles) et le P non labile (indisponible ou source passive) (Tisdale *et al.*, 1993). Le phosphore de la solution se trouve en équilibre avec le P labile. Le P non labile se trouve en équilibre avec le P labile et n'est pas disponible de manière immédiate, étant retenu à l'intérieur des argiles et des oxydes (de fer et d'aluminium) et par des réactions irréversibles liées à la matière organique dans le sol (Barrow et Shaw, 1976; Rodríguez, 1993).

Un modèle sol-plante de phosphore fait intervenir deux compartiments organiques de P (un compartiment de recyclage plus ou moins rapide qui comprend le P organique des résidus récents de biomasse et un compartiment organique stable de P), (P_o) ainsi

que trois compartiments inorganiques, en solution, adsorbé ou interchangeable (P_A) un compartiment faiblement soluble (P_i) et un compartiment utilisé par la plante. Ce modèle a été adapté par Helyar (1998) à partir d'une publication de Wilson. Helyar (1998) définit quatre statuts de fertilité phosphorique : optimal économique (A), en excès (D), faible (B) et très faible (C). En général, la gestion de la fertilité des sols classés A requiert des applications périodiques d'engrais phosphorique soluble. La fertilité tombe jusqu'au niveau B (la concentration de P diminue par réaction avec des précipités récents de Ca, Al ou phosphates de Fe) quelques années après l'arrêt de l'application d'engrais de P soluble. Après une longue période sans application d'engrais phosphorique, la teneur chute jusqu'au statut C, où la concentration en solution est contrôlée par les produits les moins solubles, comme le Fe cristallin, l'Al et les phosphates de calcium sur une surface d'échange relativement faible. Le P est libéré de l'adsorption sur les solides par l'intermédiaire de ruptures et autres imperfections dans les minéraux. Dans les sols acides, la tendance est à la formation complexe d'Al-Phosphates et de Fe-Phosphates, et dans des sols alcalins la tendance est à la formation de formes stables d'apatite.

En général, quand le P est appliqué aux sols, plus de 90% n'est pas absorbé par les plantes durant la première année parce qu'il est retenu par les surfaces colloïdales du sol ou devient insoluble. L'engrais phosphorique qui est ainsi retenu par le sol n'est cependant pas complètement perdu. Ce phosphore résiduel sera en partie disponible pour des cultures suivantes (Prasad et Singh, 1981 ; Ryan *et al.*, 1985 ; Afif *et al.*, 1993 ; Rao *et al.*, 1995). Cependant, des applications supplémentaires d'engrais sont souvent

requis pour maintenir un niveau acceptable de rendement des cultures et les producteurs appliquent annuellement de fortes doses de phosphate. Il est aussi généralement admis que des applications répétées de P inorganique, dans des sols acides, permettent l'augmentation de P disponible (Anderson, 1975; Vance *et al.*, 1996). L'application continue de phosphate, en quantités dépassant l'absorption des cultures, entraîne une accumulation de P dans le sol. McKenzie *et al.*, (1992) ; Schmidt *et al.* (1996) et Stevenson et Cole, (1999) ont montré que l'application continue pendant plusieurs années d'engrais phosphorique augmentait les fractions de phosphore inorganique (Pi) et organique (Po). Campbell *et al.* (1986), indiquent que le phosphore apporté en excès reste dans le sol et que sa transformation vers des formes organiques et inorganiques dépendait des pratiques et de la présence d'autres nutriments dans le sol. Dans les sols de charge variable quand le pH baisse Fe et Al sont libérés dans la solution du sol et peuvent réagir avec les phosphates. Dans ce cas, l'immobilisation de P est en rapport avec son affinité pour les surfaces des argiles.

Dans les andosols, la capacité de fixation est en rapport avec la forte affinité du P pour les allophanes et l'imogolite. Les ions orthophosphate (H_2PO_4 et HPO_4) sont adsorbés à la surface des minéraux par des réactions covalentes de haute énergie qui fixent fortement le P. Ce processus retient d'importantes quantités de P lorsque le pH est compris entre 5.0 et 6.0 (Parfitt, 1980 ; Mollier *et al.*, 2008).

Dans ce contexte, la fixation des phosphates dans des sols allophaniques est l'un des principaux facteurs qui limitent leur utilisation agricole. Tosso, 1985 ; Sadzawka et Carrasco, 1985 ; Pinochet, 1995 ; Havlin *et al.*, 1999) proposent différentes stratégies

de fertilisation phosphorée qui se basent sur les caractéristiques physico-chimiques du sol : disponibilité en P, pH, présence d'aluminium, type et quantité d'argile, contenus d'aluminium extractible, de fer et de calcium. La recommandation pour l'entretien de la fertilité phosphatée prévoit dans le Sud du Chili, la correction du niveau de P du sol en cherchant à atteindre 12 à 20 mg kg⁻¹ de P-Olsen. Les doses requises pour atteindre l'objectif sont déterminées en utilisant un facteur appelé «capacité tampon P» ou CP, qui est exprimé en kg de P-Olsen par mg kg⁻¹ de P dans le sol. Le CP est défini comme la quantité de P qui est requise pour augmenter le P-Olsen de 1 mg kg⁻¹ (Bernier *et al.*, 2007).

La fertilisation phosphorique.

La fertilisation améliore non seulement la production de la prairie, elle affecte aussi la composition botanique (Kalmbacher et Martin, 1996) et la qualité du fourrage (Aydin et Uzun, 2004).

Plusieurs études ont montré qu'il existait une relation positive entre la composition botanique et la qualité du fourrage des prairies (Samuel et Hart, 1998). L'un des principaux critères de qualité étant la concentration en protéines brutes (PC) dans le fourrage (Gillen et Berg, 1998), la digestibilité du foin augmentant avec l'accroissement de cette concentration (Van Soest, 1973). La fertilisation azotée stimule la croissance des graminées, mais diminue celle des légumineuses (Lee et Lee, 2000). En prairie, la croissance des légumineuses peut être accrue avec des engrais phosphatés (Kalmbacher et Martin, 1996 ; Snyman, 2002). La fertilisation azotée affecte négativement la composition botanique en entraînant une plus faible proportion de

légumineuses ainsi qu'une plus faible teneur en protéines brutes. La disponibilité en P est donc un facteur déterminant de la persistance d'espèces de qualité dans des prairies (Marrs *et al.*, 1991; Pywell *et al.*, 1994). Dans des prairies sous-fertilisées, il existe une relation inverse entre diversité florale et niveau de P (Rorison, 1971; Bakker, 1989 ; Gough et Marrs, 1990).

Aydin et Uzun (2004) ont mesuré en moyenne sur trois années une concentration de protéine brute dans le fourrage de 120 g.kg⁻¹ dans le témoin. Dans les parcelles qui ont reçu du P sans azote, la concentration de protéines brutes (PC) a augmenté avec la proportion de légumineuses. Bien que la fertilisation azotée augmente la concentration de PC des plantes prises individuellement, on a observé que ceci n'a pas eu d'effet sur la concentration de PC du fourrage des parcelles. L'application d'azote a même diminué la concentration de PC dans quelques parcelles. La principale raison est la diminution de la proportion de légumineuses. Toutefois, l'application conjointe de P et d'azote a compensé la diminution de concentration de PC dans la matière sèche du fourrage. L'optimum économique a été atteint avec la plus forte dose d'engrais (52 kg P ha⁻¹ et 180 kg Nha⁻¹), qui a produit 4.810 kg ha⁻¹ de matière sèche, avec une concentration de PC de 124 g kg⁻¹ et une proportion de légumineuses de 12%. Ainsi, la concentration de PC dans le traitement P 52 et N 180 correspond à la concentration requise pour un fourrage de haute qualité (Yildiz, 2001).

Alors que dans le passé la fertilisation phosphatée était focalisée sur les seuls critères de rendement et de qualité du fourrage, l'aspect environnemental est maintenant lui aussi pris en compte. L'utilisation efficace des nutriments avec un minimum de pertes

est désormais le but principal d'une agriculture durable. Ceci est spécialement le cas pour le phosphore, qui est une ressource limitée et dont les pertes peuvent considérablement contribuer à l'eutrophisation de l'eau (Oenema et Velthof, 2000). Si la réponse en rendement à la fertilisation phosphatée est difficile à relier au niveau de P mesuré dans le sol (Holford *et al.*, 1985; Slaton *et al.*, 2005), il existe au contraire une relation positive entre le niveau P et le risque de perte de celui-ci (Kurz *et al.*, 2005; Schulte *et al.*, 2006).

Le phosphore est un nutriment fondamental pour les prairies mixtes parce qu'il affecte la présence et la production des légumineuses qui apportent de l'azote aux graminées qui les accompagnent. La productivité et la qualité des prairies est fortement dépendante de la présence de légumineuses, leur disparition étant souvent responsable de l'arrêt des prairies à cause d'une trop faible productivité. Les légumineuses présentent, en général, de plus forts besoins en phosphore et une réponse à la fertilisation phosphorique plus marquée que les graminées. L'équilibre entre les deux groupes d'espèces dépend donc, dans une large mesure, de la disponibilité de cet élément (Berardo, 1996).

Dans les régions de climat tempéré, la gestion durable des écosystèmes prairiaux dépend de la gestion du phosphore, qui est le second nutriment qui limite la production après l'azote (Aerts et Chapin, 2000). Dans un contexte général de rentabilité économique et de protection de l'environnement, l'utilisation correcte des éléments minéraux est une priorité : la fertilisation phosphatée n'est pas toujours

justifiée, il faut équilibrer la quantité de P fournie par le sol avec la demande de la plante, qui est déterminée par la disponibilité en azote (Whitehead, 1995). Souvent, il suffit d'utiliser le P accumulé à la surface du sol, à partir des sources organiques et inorganiques antérieures appliquées, au lieu de l'application systématique d'engrais (Tunney *et al.*, 1997).

Cependant, il faut reconnaître que l'utilisation d'engrais dans l'agriculture est un facteur qui a contribué, à l'échelle mondiale, à la production d'aliments, depuis l'avènement de l'âge de la chimie au début du siècle passé (Stewart *et al.*, 2005). Une attention particulière a été donnée aux principales voies pour augmenter le rendement des cultures grâce à l'azote et au phosphore, à leur utilisation efficace pour la production mais aussi aux aspects environnementaux (Tunney *et al.*, 1997). Cependant, malgré la quantité de recherches sur le comportement du P dans le sol et la fertilisation phosphorique, l'efficacité d'utilisation des engrais phosphoriques reste bien inférieure à celle de l'azote (Barrow, 1980 ; Batten, 1992 ; Maguire *et al.*, 2005). L'efficacité d'utilisation des engrais phosphoriques par les cultures est fréquemment très faible et varie de 8 à 33%, suivant la nature de la culture et du sol (Aulakh et Pasricha, 1991). Le blé et le riz ont besoin, pour un développement optimal, de 16 à 20 kg P ha⁻¹, mais en raison de la faible efficacité des engrais phosphatés, il est recommandé d'apporter une quantité très supérieure de P.

Les effets d'une fertilisation peuvent affecter la productivité des cultures sur plusieurs décennies (Ellmer *et al.*, 2000); Dodd et Mallarino (2005) ont montré qu'après 60

années sans fertilisation, la disponibilité du Phosphore était peu influencée, malgré une chute importante de la réserve du sol en phosphore total. Les cultures utilisent souvent moins du tiers de l'engrais inorganique appliqué, tandis que de grandes quantités de P résiduel s'accumulent dans le sol (Aulakh *et al.*, 2003). Les cultures peu fertilisées qui croissent sur des terres qui ont reçu une fertilisation phosphatée, peuvent utiliser les réserves de P accumulées dans le sol (effet « vieille graisse »). La matière organique du sol peut augmenter la désorption de P et sa mobilité, par une augmentation de l'activité microbiologique du sol (Lee *et al.*, 1990 ; Habib *et al.*, 1994; Braschi *et al.*, 2003), une augmentation de la symbiose mycorhizienne, une réduction de la capacité de fixation du Phosphore (Iramuremye et Dick, 1996). Les apports de fumier peuvent augmenter significativement l'efficacité d'utilisation des engrais phosphoriques (Blake *et al.*, 2000). Les plantes peuvent aussi directement contribuer à augmenter la solubilité du P dans le sol par excrétion d'acides organiques vers la rhizosphère et/ou en baissant le pH dans le cas de sols alcalins (Gerke et Meyer, 1995).

Les effets de la fertilisation phosphorique sur les performances des cultures ont été abondamment étudiés : effets sur le rendement (Kamprath, 1967; Bolland, 1992; Aulakh *et al.*, 2003) ou sur l'absorption de P par les cultures (Halvorson et Black, 1985). Plusieurs méthodes d'évaluation de la disponibilité du P ont été proposées : calcul d'indices de P disponible pour les plantes (Aulakh *et al.*, 2003) ; mesure des changements de plusieurs fractions de P inorganique (Hooker *et al.*, 1980; Schmidt *et al.*, 1996; Zhang et MacKenzie, 1997; Zhang *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2004). Cependant, le problème reste très difficile et il n'existe pas, comme pour l'azote, de

relation simple entre les quantités de P apportées et le rendement (Eichler-Löberman *et al.*, 2007).

Au dessous d'un certain seuil de P disponible, il existe une relation raisonnablement bonne entre le niveau de P dans le sol et le rendement relatif moyen ($r=0.73$) (Mollier *et al.*, 2008). Il est donc important de déterminer ce seuil pour calculer la fertilisation phosphorique permettant d'assurer une production optimale de la prairie (Fleming et Murphy, 1968 ; Gueguen *et al.*, 1989 ; Morton *et al.*, 1999; Quintero *et al.*, 2003). Ainsi, en Irlande, le raisonnement de la fertilisation est basé sur un système d'indices à partir de résultats d'analyse du sol (Coulter, 2004). Les sols avec un indice 1 sont faibles en P, et requièrent une augmentation des réserves de P (fertilisation de redressement). L'indice optimal («indice objectif») dépend du niveau d'intensité de l'exploitation de la prairie. L'indice 2 correspond à une faible intensité de l'exploitation ; l'indice 3 à une utilisation intensive (ensilage de printemps) ; l'indice 4 correspond à d'importantes réserves de P, et aux situations où l'on peut faire l'impasse sur la fertilisation phosphorique. La recommandation de fertilisation pour les prairies a pour objectifs : (1) de construire des réserves de P jusqu'à l'indice objectif, (2) de maintenir les niveaux de P proches de l'indice objectif, par remplacement des pertes de P dans la production de viande et de lait. En Angleterre et au pays de Galles, la méthode Olsen est couramment utilisée pour mesurer la disponibilité du P (Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, 1994), bien que comme Marschner (1995) l'indique, plusieurs méthodes soient également fiables. Gough et Marrs (1990) suggèrent qu'une

concentration en P-Olsen comprise entre 5 et 10 mg kg⁻¹ de sol sec est optimale pour la composition floristique.

Goodwin *et al.* (1998) fournissent des informations utiles pour la gestion d'écosystèmes semi-naturels, comme les prairies, avec une grande diversité d'espèces, sans toutefois, être précis sur la méthode la plus appropriée pour la détermination de la teneur en P. La détermination de la quantité d'orthophosphate soluble dans la solution de sol peut indiquer la condition chimique à laquelle la racine est exposée ; toutefois, dans des sols déficients en P, les niveaux de P sont inférieurs aux niveaux de détection des méthodes analytiques standard utilisées. Selon Sinclair *et al.* (1997) il existe peu d'informations publiées sur la relation entre l'analyse de P-Olsen et la réponse des pâturages fertilisés établie au champ.

Pour les cultures essentiellement, diverses équations ont été proposées pour quantifier la réponse du rendement au niveau de P dans le sol (Holford *et al.*, 1985; Cayley et Hannah, 1995; Morton *et al.*, 1999; Schulte et Herlihy, 2007). En particulier, Holford *et al.* (1985) ont proposé le modèle suivant pour relier le rendement et la teneur en P-Olsen du sol. Il est représenté par l'équation :

$$RY = 100*(1 - bC^x)$$

où RY est le rendement relatif (Relative Yield) mesuré par rapport au rendement potentiel de la zone, C un coefficient d'ajustement, b le rendement relatif lorsque la teneur en P disponible est nulle et x la teneur en P-Olsen.

Saunders *et al.* (1987) ont mis en rapport un rendement relatif mesuré sur des parcelles témoins et diverses doses d'application de P-Olsen. Ces travaux montrent que les corrélations trouvées sont particulièrement instables.

Des méthodes basées sur les valeurs de concentration de nutriments dans les tissus ont été développées pour la luzerne (Walworth *et al.*, 1986) et *Lolium perenne* (Bailey *et al.*, 1997; Bailey, 2000). Ces analyses sont plus fiables que celles basées sur une simple concentration critique, car la concentration varie avec l'âge de la plante et avec celle d'autres nutriments (Pinkerton et Randall, 1994). Cette concentration peut varier selon la dilution des minéraux produite par l'accumulation de biomasse. Pour l'azote, une courbe de concentration critique a été proposée qui relie les concentrations d'azote optimal et l'accumulation de biomasse aérienne. Cet indice de nutrition azotée (INN) est défini comme le quotient d'une mesure de concentration d'azote par rapport à une valeur critique, obtenue à partir d'une courbe de dilution (Lemaire *et al.*, 1989). Toutefois, Duru et Théliier-Huché (1997), ont montré qu'il n'existait pas de courbe simple, comme celle trouvée pour l'azote, à partir de laquelle la variation de la concentration optimale de P dépendrait de la biomasse aérienne. La concentration critique de P dans la plante ne peut pas être déterminée indépendamment de la concentration en azote. Duru et Théliier-Huché (1997), proposent par conséquent la relation optimale suivante :

$$\% \text{ P optimal} = 0.15 + 0,065 \% \text{ N mesuré}$$

laquelle fournit en un temps donné, la concentration minimale nécessaire de Phosphore dans des prairies pour produire la quantité maximale de matière sèche en

fonction de la concentration en azote. Cette relation, qui est linéaire, couvre un grand nombre de concentrations en azote et en Phosphore. Duru et Ducrocq (1997) ont calculé l'indice de nutrition de P (INP) comme la relation entre le pourcentage de P mesuré dans une prairie donnée et le pourcentage de P optimal obtenu avec la courbe de concentration critique. Dans la pratique, l'indice varie entre des valeurs proches de 1 (adéquat ou au dessus du niveau optimal de P) ou inférieures à 60 (ce qui indique une insuffisance importante de P). Duru et Ducrocq (1997) ont appliqué cette méthode de diagnostic à un groupe de prairies naturelles avec de forts déficits en P et ont montré que cet indice donnait un diagnostic sûr du niveau de nutrition phosphorique pendant la croissance. Dans la pratique, cette valeur est utilisée par les services de développement agricole pour effectuer des recommandations de fertilisation (Thélier-Huché *et al.*, 1999). Toutefois, demeure la question de savoir si cet indice peut être utilisé pour diagnostiquer les niveaux de nutrition phosphorique dans des prairies mixtes, où la concentration en azote dans le trèfle blanc est beaucoup plus élevée que dans la fraction composée de graminées (Mackay *et al.*, 1995 ; Sinclair *et al.*, 1996). De même, Jouany *et al.* (2004) ont montré que lorsque le Trèfle des marais (*Menyanthes trifoliata*) était présent dans une prairie naturelle, son statut nutritionnel en P était inférieur à celui de la fraction de graminées, car *M. trifoliata* a une plus petite capacité pour capturer la lumière et absorber le P en comparaison avec les espèces qui l'accompagnent. Le trèfle des marais est moins capable d'adapter sa concentration de P, que celle de N du fait de sa plus petite capacité pour s'adapter à la baisse disponibilité de P. Ces résultats impliquent une limitation à l'utilisation de méthodes de diagnostics de systèmes basés sur les courbes de dilution quand les prairies

contiennent une grande proportion de légumineuse. L'utilisation de l'indice de diagnostic INP sur les prairies mixtes pourrait conduire à une sous estimation substantielle du statut pour le P de la prairie.

Dans notre étude, nous n'avons pas pu établir les courbes de dilution de P, faute d'une mesure suffisamment continue de la croissance des plantes et de la concentration en P des tissus. Nous avons donc, pour analyser la croissance, utilisé un modèle inspiré de celui de Holford *et al.* (1985).

Effets des amendements calcaires sur l'acidité et ses conséquences

Le chaulage des sols acides permet de combattre l'acidité et d'atténuer la toxicité aluminique (Campillo, 1988). Selon Fuentes *et al.* (2005), l'accroissement du pH accroît les charges négatives et, partant, augmente la capacité de rétention des bases sur le complexe d'échange. L'apport de calcaire réduit également le taux de saturation par l'Aluminium sur le complexe d'échange (Vejar, 2005). L'effet neutralisant de l'application de calcaire n'est pas permanent dans le temps (Bernier et Alfaro, 2006). Le sol a tendance à retourner à sa condition initiale d'acidité, surtout si l'on continue à utiliser des engrais acidifiants et en raison du processus naturel d'acidification et de perte de bases causée par les pluies qui sont abondantes dans la zone sud du Chili. Dans ce contexte, il faut donc fréquemment corriger l'acidité du sol et contrôler le niveau de saturation par l'Aluminium.

Le Calcium est absorbé principalement sous forme d'ions Ca^{2+} . Il est le principal occupant des sites d'échange. Son effet sur l'acidité est controversé : selon Fuentes (2002), il agirait en neutralisant les ions Al^{3+} , H^+ et Mn^{2+} ; mais pour Campillo (1995) c'est le carbonate (CO_3^{-2}) associé à l'apport de calcaire qui, par hydrolise, produit des ions OH^- . Pour Saña *et al.*, (1995) et Farhoodi et Coventry (2008) les ions générés par la décomposition des carbonates déplacent les autres cations du complexe d'échange. Enfin, la présence de Calcium favorise également la nodulation des légumineuses (Navarro-Blaya et Navarro-García, 2003). Ces effets ont fait l'objet de nombreuses expérimentations au champ et au laboratoire.

Au Japon, Oya et Khondaker (1996) ont analysé l'effet de la calcaire sur la croissance du millet commun (*Panicum mileasceum*) sur un sol jaune acide. Ils ont apporté trois doses de calcaire (CaCO_3) : 7.5 ; 15 et 22.5 gcal.m⁻². Le pH du sol a augmenté proportionnellement aux apports, passant, avec l'apport le plus élevé de 4.22 à 6.82. Ils ont observé une augmentation des quantités disponibles de MgO, P₂O₅ et K₂O. A partir de la dose de 15 g.m⁻² de calcaire, ils ont constaté une augmentation des niveaux d'azote et Silicium (Si) absorbés par les plantes. Ils concluent que l'absorption n'est plus limitée par le pH à partir d'une valeur de 6.4. En Chine, Cifu *et al.*, (2004) dans un Ultisol, ont mis en place un essai comparant cinq apports de calcaire (0 ; 3.75; 7.5; 15 et 11.25 t.ha⁻¹). Leurs résultats montrent l'effet positif de la calcaire, avec une forte augmentation du pH au cours de la première année dans les 20 premiers cm de sol, puis une diminution graduelle durant les quelques années qui ont suivi l'apport. Ils observent également une diminution des quantités d'Aluminium échangeable. Dans la

couche 20-60 cm, le pH augmente tout au long de l'expérience. Ceci montre donc que le Ca^{++} migre vers les horizons plus profonds. Enfin, le rendement de différentes cultures (pomme de terre, haricots, soja, blé, sésame, coton, maïs) a significativement augmenté dans les traitements chaulés, principalement en raison de la baisse de la teneur en Aluminium échangeable. Adetunji et Bamiro (1994), ont comparé, au laboratoire, sur un Ultisol africain dont le pH était de 5, quatre apports de calcaire calculés pour augmenter le pH jusqu'à une valeur de 5.5 (1.67 g kg^{-1} de terre sèche), 6.0 (2.00 g kg^{-1}), 6.5 (2.31 g kg^{-1}) et 7.0 (3.00 g kg^{-1}). Pendant les six semaines d'incubation des sols, ces chercheurs ont observé un accroissement sensible de la CEC et des disponibilités en P et en Souffre. Ils ont observé également une insolubilisation de l' Al^{3+} , diminuant son taux de saturation du complexe d'échange et son effet sur le blocage du P. Ces auteurs ont aussi montré l'interaction positive entre le chaulage et l'absorption de N et de K. Dans une expérience au Brésil (Paraná), Caires *et al.* (2006) ont comparé quatre cultures dans des sols antérieurement utilisés pour le pâturage extensif. Ils ont réussi, avec plusieurs modes d'application de la calcaire, à contrôler efficacement l'acidité du sol. Fuentes *et al.* (2006) ont montré que l'application de calcaire dans un système de non travail du sol était suivie d'une augmentation quasi instantanée du pH et de la production de nitrate, grâce à l'amélioration des conditions de minéralisation et de nitrification. Torella *et al.* (2006) en Argentine, en utilisant comme de la calcaire pure CaCO_3 à deux doses, (2000 kg ha^{-1} , $4\ 000 \text{ kg ha}^{-1}$) ont montré un effet positif sur la germination du trèfle rouge et sur l'activité microbienne, particulièrement des bactéries assurant la fixation symbiotique de l'azote. Molina et Rojas (2006), dans une expérimentation ayant duré cinq ans, dans la partie nord du

Costa Rica, comparant trois amendements d'origines différentes (CaCO_3 , La Palmera, San Carlos; CaCO_3 , CEMPASA, Patarrá et $\text{CaCO}_3 + \text{MgO}$, CEMPASA, Patarrá) n'ont pas obtenu de différences significatives des propriétés chimiques du sol. Ils attribuent ce résultat à l'effet de la granulométrie des matériaux utilisés et par la présence de la MgO appliqué avec le CaCO_3 . Karaivazoglou *et al.* (2006), ont observé sur un essai de 4 ans en Grèce, que l'application de calcaire éteinte, augmentait la disponibilité de P et de Ca, améliorant ainsi la croissance et le rendement du tabac. Enfin, certaines expériences ont étudié l'efficacité de la calcaire pour réhabiliter les sols contaminés. Ordoñez *et al.* (2005) démontrent l'efficacité de l'apport de calcaire dans l'immobilisation de métaux toxiques (fer et cuivre). Cette immobilisation peut atteindre 50% par l'augmentation du pH du sol d'une ou deux unités. Yan Han *et al.* (2007), ont montré que la calcaire pouvait réduire grandement la toxicité par le plomb dans une plantation de thé. La majeure partie du Pb absorbé par la plante vient du sol. En laboratoire comme au champ ces auteurs ont établi que l'apport de calcaire avait diminué considérablement la concentration de Pb dans les feuilles, les racines et les tiges de la plante. L'effet a été obtenu dès la deuxième année de mise en œuvre de l'essai. Levonmäki et Hartikainen (2007) ont utilisé divers matériaux pour le chaulage et obtenus eux aussi des effets positifs sur le plomb, le calcium s'avérant efficace pour contrôler la lixiviation de ce métal.

Toutes ces études montrent que le chaulage, réduisant l'acidité, améliore la qualité de l'environnement chimique de la racine, stimule le métabolisme des microorganismes du sol, accroît la vitesse de minéralisation de la Matière Organique du sol et favorise

l'activité symbiotique des légumineuses. L'efficacité des produits utilisés pour le chaulage dépend de leurs caractéristiques et tout particulièrement de leur solubilité et de leur granulométrie. On a cependant, dans quelques situations, démontré un effet négatif de l'application excessive de calcaire. Le « surchaulage » peut ainsi induire de graves carences en fer (Fe), manganèse (Mn), zinc (Zn), cuivre (Cu) et P et causer des dommages aux cultures par des changements abrupts de pH qui entraînent le blocage d'éléments nutritifs. Dans les sols Traumaos, le pouvoir tampon est de 0.12 pH t^{-1} calcaire. Dans ces sols, la capacité tampon varie entre 4.0 et 9.3 g $\text{CaCO}_3 \text{ kg}^{-1}$ de sol pH^{-1} (Pinochet *et al.*, 2001). On y pratique deux types de chaulage : le chaulage de correction, pour redresser le pH et améliorer les caractéristiques du sol sur le long terme et le chaulage d'entretien, pour maintenir les conditions actuelles lorsqu'elles sont correctes (Fuentes, 2002).

1.2.4 Conclusion: logique du système d'amélioration des sols et hypothèses sur ses effets.

Compte tenu des problèmes posés par l'acidité de sols évoqués ci-dessus, le premier objectif du programme est la réduction de l'acidité du sol, grâce à l'application d'amendements calcaires, en espérant entraîner une diminution de la quantité d'Aluminium toxique pour les plantes et de meilleures conditions de croissance. En outre, ce chaulage doit entraîner une plus grande biodisponibilité des éléments minéraux en général et du phosphore en particulier.

Le deuxième objectif est l'augmentation de la quantité de P disponible, la faible biodisponibilité de cet élément étant une caractéristique naturelle majeure des sols volcaniques du Sud du Chili, en raison de leur acidité et du type d'argile qui les constitue (allophane). A cela il faut ajouter les caractéristiques de l'agriculture mapuche, ces producteurs n'ont que très peu la « culture de la fertilisation » et de très faibles moyens financiers, conditions favorables à la dégradation de la fertilité des sols qu'ils cultivent.

Le troisième élément en jeu, est la mise en place d'une prairie permanente mixte (ou artificielle de luzerne dans le cas de Lonquimay). Cela est justifié par le souci de tirer parti des changements favorables apportés à la fertilité du sol par les autres mesures du programme. En outre, ces prairies permanentes sont un bon moyen de protéger le sol.

Ces différents objectifs reposent sur le schéma d'hypothèse présenté à la Figure 3.

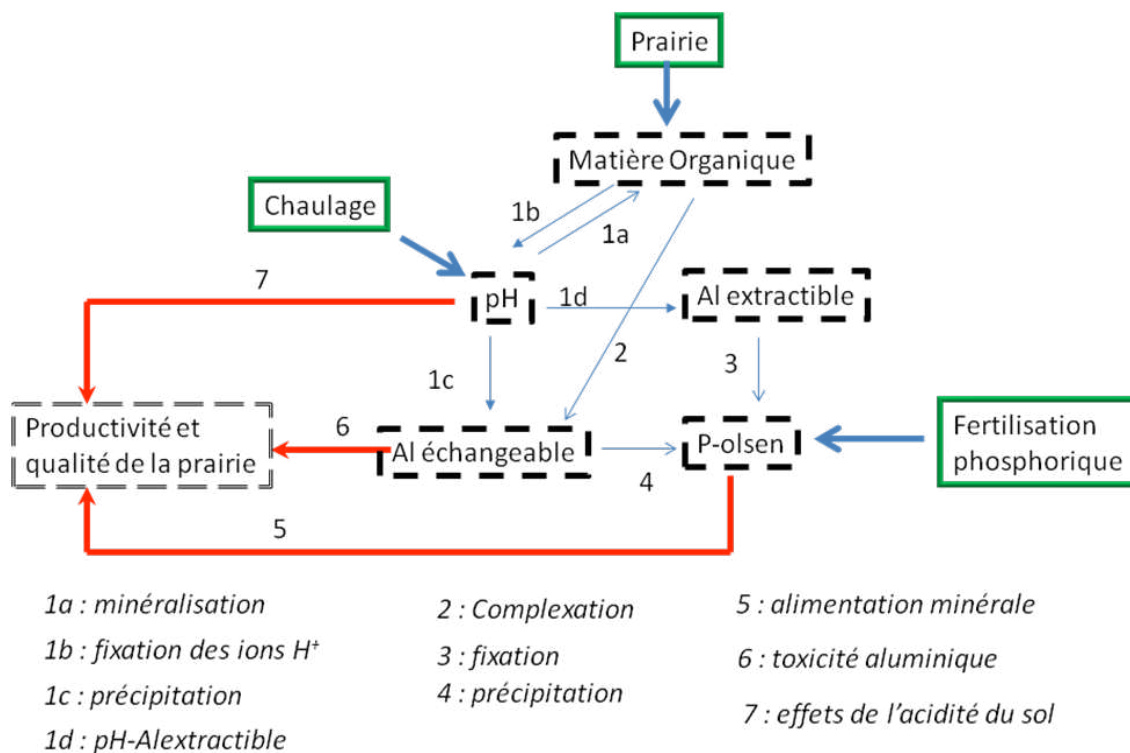


Figure 3. Hypothèses sur les effets du programme « SIRSD ». Sur cette figure, les interventions faites dans le cadre du programme, installation de prairies, apports d’amendement calcaire, fertilisation phosphorique apparaissent encadrées en trait plein. Dans les boîtes encadrées par un tiret épais, figurent les variables du sol sur lesquels on cherche à agir. Enfin, dans le carré encadré par un tiret fin, la sortie espérée en termes de production et de qualité de la prairie.

Les flèches de la Figure 3 représentent les relations entre les interventions du programme et les changements attendus dans le sol. Ainsi, l’apport de calcaire entraîne une augmentation du pH. Celle-ci provoque une minéralisation accrue de la matière organique (flèche 1a) et, en favorisant la précipitation de l’Al, a un effet sur la quantité d’aluminium échangeable (1c) et la quantité d’Al extractible (1d). La diminution de l’aluminium extractible favorise la disponibilité du Phosphore (3), de même que la diminution de l’Al échangeable (4). La mise en place de la prairie accroît les restitutions de matière organique, ce qui contribue à la fixation des ions H^+ (1b) ainsi qu’à la diminution de la teneur en Al échangeable (2). L’apport d’engrais phosphorique joue directement sur la disponibilité du Phosphore. Enfin, la productivité et la qualité de la prairie bénéficient de la baisse du pH (7), de la diminution de la teneur en Al échangeable (6) et de la meilleure disponibilité du P (5).

1.3. Matériel et méthodes

Sites d'étude

Pour évaluer dans quelle mesure le programme SIRSD a permis d'améliorer les caractéristiques des andosols, nous avons travaillé dans quatre communes couvrant la zone de la précordillère de la région de L'Araucanie : Curacautín, Vilcún, Cunco et Villarrica et dans une commune appartenant à la zone de la cordillère : Lonquimay (Figure 4).

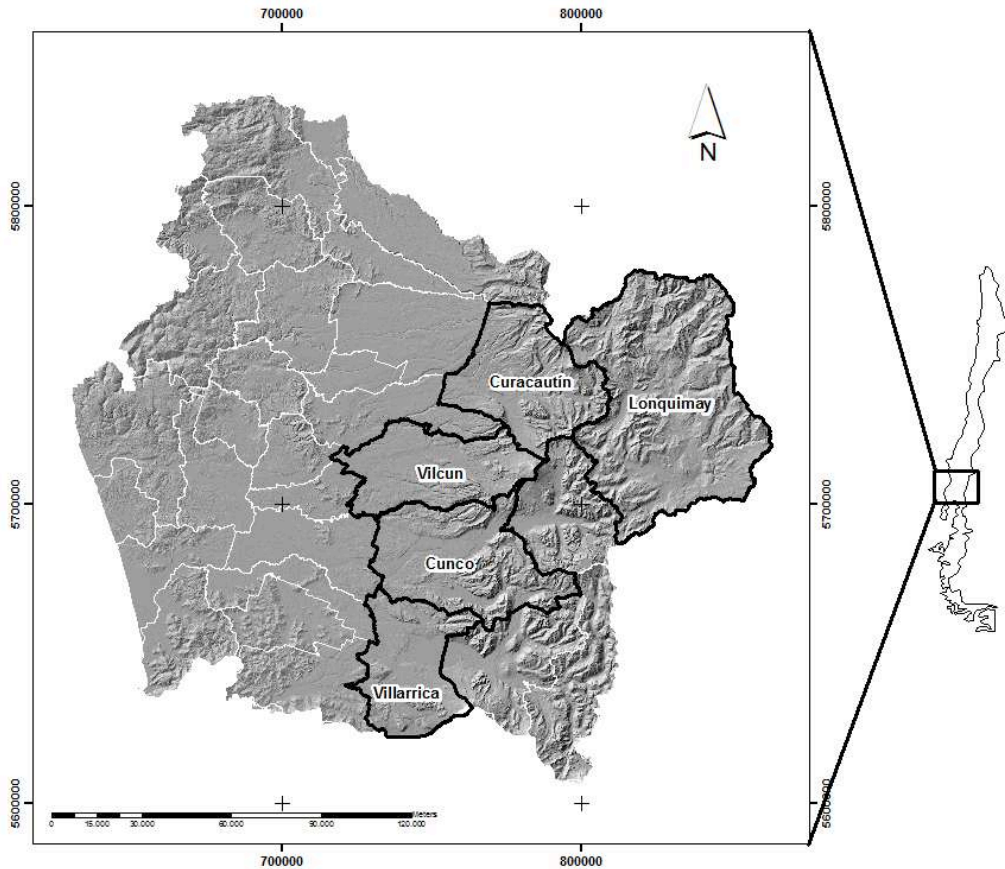


Figure 4. Carte de la région d'Araucanie avec les communes retenues pour l'étude.

Nous avons choisi une approche synchrone, en comparant, dans chaque localité une prairie n'ayant pas reçu le programme (témoin non traité) et des parcelles ayant reçu

le programme 1, 2, 3 ou 4 ans plus tôt. Les emplacements de ces prairies ont été sélectionnés pour couvrir la gamme des sols trumaos de la région. Dans le cas de Lonquimay, le sol apparaît comme N.R. (non enregistré dans la carte des sols) : c'est un sol d'origine volcanique très récent (en formation) présentant des caractéristiques différentes de celles des Trumaos, sur lequel il n'y a quasiment pas de référence.

La sélection des sites a été faite en collaboration avec les responsables régionaux de l'INDAP en choisissant des fermes ayant un propriétaire indigène Mapuche en vertu de la loi indigène. Pour sélectionner les situations, nous avons utilisé les archives de l'Institut pour le Développement de l'Agriculture (INDAP) de chaque commune, afin de sélectionner les producteurs ayant participé au SIRSD dans les mêmes conditions : apport de calcaire, apport de fertilisant phosphorique et mise en place d'une prairie (mixte dans la précordillère, de luzerne à Lonquimay). Pour la précordillère, nous avons retenu les prairies les plus fréquemment mises en place, semées avec un mélange *Trifolium pratense* (trèfle violet) - *Lolium perenne* (ray-grass anglais). Un critère supplémentaire était la présence d'une prairie au cours des années 2004, 2005 et 2006 et, dans le cas des témoins, la présence d'une prairie naturelle depuis plus de 4 ans. Etant donné la très faible fiabilité des dossiers des producteurs, et en particulier l'absence d'information sur les conditions dans lesquelles les analyses de sol ont été faites les années précédant l'étude (profondeur de prise de l'échantillon, stratégie d'échantillonnage, etc...) il n'a pas été possible d'établir un état initial avant application du programme dans chacune des prairies étudiées. Les pratiques culturales ont été relevées par enquête avant l'étude afin de retenir les situations les plus comparables possibles. Elles sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4. Pratiques culturales sur les prairies étudiées.

Pratiques culturales s	Liste des communes				
	Lonquimay	Curacautín	Vilcún	Cunco	Villarrica
Période de mise en place	Novembre	Mars	Mars	Mars	Mars
Type de Prairie	Luzerne	Prairie mixte*	Prairie mixte*	Prairie mixte*	Prairie mixte*
Amendement calcaire	Mars de l'année d'établissement	Au printemps avant semis derrière céréale	Au printemps avant semis derrière céréale	Au printemps avant semis derrière céréale	Au printemps avant semis derrière céréale
dose (tha ⁻¹ CaCO ₃)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Apports de P l'année précédent la prairie (sur céréale)	Mars de l'année d'établissement 253 kg P ₂ O ₅	Au printemps avant l'établissement 253 kg P ₂ O ₅	Au printemps avant l'établissement 253 kg P ₂ O ₅	Au printemps avant l'établissement 253 kg P ₂ O ₅	Au printemps avant l'établissement 253 kg P ₂ O ₅
Apports d'engrais l'année de la prairie	0 kg N 115 kg P ₂ O ₅ 100 kg K ₂ O	50 kg N 115 kg P ₂ O ₅ 60 kg K ₂ O	50 kg N 115 kg P ₂ O ₅ 60 kg K ₂ O	50 kg N 115 kg P ₂ O ₅ 60 kg K ₂ O	50 kg N 115 kg P ₂ O ₅ 60 kg K ₂ O
Travail du sol	Traditionnel**	Traditionnel**	Traditionnel**	Traditionnel**	Traditionnel**
Mode d'utilisation de la prairie	3 coupes de foin entre le printemps et l'été.	pâturage et foin (1 coupe/an) pour la prairie mixte. Pâturage seul pour le témoin	pâturage et foin (1 coupe/an) pour la prairie mixte. Pâturage seul pour le témoin	pâturage et foin (1 coupe/an) pour la prairie mixte. Pâturage seul pour le témoin	pâturage et foin (1 coupe/an) pour la prairie mixte. Pâturage seul pour le témoin

* Mélange trèfle violet (*Trifolium repens*) - Ray-Grass anglais (*Lolium perenne*)

** Variable en fonction des conditions : en général, deux passages de disques, suivi d'un passage de charrue à disques puis à nouveau d'un ou deux passages de pulvérisateur à disques.

Les pratiques agronomiques varient peu entre producteurs, étant donné leurs faibles ressources financières qui permettent peu d'adaptation.

Analyses de sol

Pour l'échantillonnage, nous avons suivi les recommandations de l'INIA, qui suggère d'éviter de prélever près de l'entrée des pâturages, loin des arbres, des chemins des animaux et de leurs bouses et d'échantillonner au hasard, en cheminant en zig-zag (Bernier, 1999). Les prélèvements ont été effectués avec une tarière sur 20 cm de profondeur, en octobre 2007 et en octobre 2008. Nous avons mélangé la terre de huit sous-échantillons par pâturage. Chaque échantillon a été soigneusement identifié et envoyé au laboratoire des sols de l'Université Catholique de Temuco pour analyse. Ils ont été préparés et analysés suivant les règles de la Commission de Normalisation et d'Accréditation de la Société Chilienne de Science du Sol (Sadzawka *et al.*, 2004). Les échantillons ont été homogénéisés et tamisés à 2 mm, débarrassés des débris végétaux et séchés à l'air à 40°C.

Pour la détermination du pH 20 g de sol ont été mis en suspension dans de l'eau (ratio sol/solution = 1 : 2.5) agités pendant 5 min avant mesure du pH, 2 h après. Pour l'analyse de l'Al échangeable, 10 g de sol sec ont été ajoutés à une solution de KCl 1M, puis agités pendant 30 min à température ambiante. Après filtrage, la mesure a été effectuée par spectrophotométrie d'absorption atomique. Pour l'analyse de l'Al extractible 5 g de sol sec ont été utilisés. Ajoutés à une solution de d'acétate d'ammonium 1M, ils ont été agités pendant 30 minutes, puis filtrés. 1 mL de filtrat a été mélangé à 9 mL de solution de chlorure de potassium, avant de mesurer la concentration d'Al avec un spectrophotomètre à absorption atomique. Pour l'analyse

de la teneur en matière organique on a pesé 2 g de sol sec dans un Erlenmeyer puis ajouté 10 mL de solution de bichromate de sodium $0,5 \text{ mol.L}^{-1}$ et 20 mL d'acide sulfurique. Après agitation douce, on a laissé reposer la solution sur pendant 30 minutes puis ajouté 70 mL d'eau. Après avoir laissé reposer la solution une nuit, on a mesuré la teneur à l'aide d'une réaction colorimétrique au chrome réduit. Pour la détermination du phosphore on a pris un échantillon de 2.5 g de sol sec, ajouté 0,3 g de charbon actif et 50 mL de bicarbonate de sodium 0.5 molaire, puis agité pendant 30 min et filtré. En outre, 5 mL de la série de solutions de concentration connues (standards) et des extraits de nos échantillons ont été mélangées au réactif pour développer la couleur, agités doucement puis laissé reposer pendant 60 minutes. Le P a été déterminé par colorimétrie grâce à la méthode au bleu de molybdène, en utilisant l'acide ascorbique comme réducteur. Pour la somme des bases on a utilisé 5 g de sol sec auxquels on a ajouté 50 mL d'une solution d'acétate d'ammonium. Après agitation durant 30 min et filtrage, on a mélangé 1 mL de filtrat et 9 mL de solution de lanthane. La concentration en Ca et Mg a été déterminée par spectrométrie d'absorption atomique et celle de K et de Na à l'aide de la spectroscopie d'émission atomique, étalonnée au préalable avec une série d'échantillons standards de solutions de Ca, K, Mg et Na. Une fois calculées les concentrations en bases, on a déterminé la saturation du complexe par l'Aluminium. Le pourcentage de l'Aluminium échangeable a été calculé par rapport à la somme de Ca, Mg, K et Na (Sadzawka *et al.*, 2004).

Production et composition botanique des prairies.

Pour la mesure de la production des prairies, nous avons fabriqué des cages de mise en défens métalliques d'une surface 0,25 m² (Figure 5). La cage protège la végétation du broutage des animaux au pâturage.



Figure 5. Cage de mise en défens utilisée dans notre étude.

Les cages ont été installées dans les communes de Vilcún, de Cunco et de Villarrica le 25 octobre 2007 et dans les communes de Curacautín et Lonquimay le 26 octobre 2007. En 2008, les cages ont été installées le 21 octobre à Villarrica et Cunco et le 22 à Vilcún, Curacautín et Lonquimay. Ces dates d'installation ont été choisies au printemps car c'est la période où la production de l'herbe est la plus importante (plus de 50 % de la production annuelle). Pour mesurer la production de matière sèche et la composition nous avons récolté toutes les parties aériennes à l'intérieur de chaque cage les 5 et 6 décembre 2007 et les 1^{er} et 2 décembre 2008, dans les cinq communes. Le matériau coupé dans chaque cage a été pesé en frais, puis un sous-échantillon a été stocké dans un réfrigérateur avec de la glace puis apporté au laboratoire des sciences de l'alimentation, de l'Université Catholique de Temuco, afin de déterminer le pourcentage de matière sèche (après séchage à 60°C pendant 48

heures) et la composition botanique sur la base du poids sec des trois catégories de plantes : graminées, légumineuses et autres espèces.

Analyses statistiques

Pour l'analyse des résultats, nous avons tout d'abord testé les hypothèses de normalité (test de Shapiro-Wilk) et l'homogénéité (test de Levene) des variances. Le traitement des données a été adapté en fonction des résultats de ces tests. Lorsque les tests de normalité et d'homogénéité ont été positifs, nous avons utilisé une ANOVA à un facteur (Fisher-Snedecor) puis effectué une comparaison multiple des moyennes à l'aide du test de Tukey (Honestly Significant Difference). Lorsque le test de normalité était positif mais pas celui d'homogénéité, nous avons utilisé la méthode « ANOVA Robusta » de Welch et Brown-Forsythe avant d'effectuer une comparaison multiple des moyennes avec la méthode de Tamhane, Games & Howel. Enfin, lorsque les deux tests étaient négatifs, nous avons effectué une ANOVA non paramétrique de Kruskal-Wallis avant d'utiliser la méthode de comparaison multiple de Dunn. Le niveau de significativité retenu est 5 %. Nous avons utilisé le logiciel SPSS. Enfin, pour évaluer l'effet de l'âge des prairies, le nombre de situations n'était pas identique entre lieux : le nombre de prairies analysées est présenté au Tableau 5.

Tableau 5. Nombre de prairies étudiées en fonction de leur âge dans chaque commune.

Année de l'observation	Témoins	Age de la prairie			
		1 an	2 ans	3 ans	4 ans
2007	4	4	4	4	0
2008	4	0	4	4	4
Total	8	4	8	8	4

Ainsi, nous disposons de 160 points de mesure : 5 localités fois 4 situations fois 4 répétitions par situation fois 2 années.

Données météorologiques

Les précipitations des années d'étude, 2007 et 2008, sont présentées au Tableau 6. On peut les comparer aux moyennes des précipitations des 35 dernières années (Tableau 7). Tous les enregistrements météorologiques ont été relevés à la station météorologique de l'INIA (Institut de recherche Agropecuarias) à Temuco (Centre régional de Carillanca).

Tableau 6. Données météorologiques 2007 et 2008.

Année	Mois	Température de l'air sous abri (°C)				Moyennes mensuelles	Précipitations mensuelles (mm)
		Min. abs.	Max. abs.	Moyennes minimas	Moyennes maximas		
2007	Janvier	3,3	28,9	8,7	24,8	16,4	19,5
	février	0,9	36,8	7,0	23,7	15,0	65,0
	Mars	1,7	32,7	8,6	23,2	15,5	26,1
	Avril	-2,8	23,8	5,0	16,8	10,6	153,7
	Mai	-8,2	19,6	2,6	13,5	7,8	85,9
	Juin	-6,2	17,1	1,6	10,1	5,4	207,6
	Juillet	-8,1	16,9	2,2	10,1	6,1	231,6
	Août	-6,5	15,5	-1,1	11,5	4,9	156,4
	Septembre	-2,5	20,8	3,7	15,4	9,1	62,8
	Octobre	-3,2	25,9	4,5	17,0	10,7	72,4
	Novembre	-0,3	29,3	4,9	19,4	12,0	29,4
	Décembre	-0,6	35,8	6,4	22,2	13,9	55,7
2008	Janvier	-0,5	37,6	8,4	26,8	17,2	12,1
	février	1,2	36,0	7,6	28,7	17,7	15,0
	Mars	-1,7	32,2	6,2	25,1	15,4	8,2
	Avril	-2,1	26,4	4,5	17,6	10,7	68,8
	Mai	-6,0	19,8	4,2	14,9	8,9	219,5
	Juin	-1,6	17,8	3,1	12,6	7,6	155,3
	Juillet	-2,0	17,4	4,7	11,8	8,3	215,3
	Août	-3,1	15,4	3,9	11,4	7,5	365,7
	Septembre	-2,9	27,5	2,8	17,4	9,7	49,9
	Octobre	-1,7	26,1	4,1	18,1	10,9	25,0
	Novembre	1,6	30,1	7,5	21,6	14,0	43,2
	Décembre	2,2	34,3	9,1	25,0	16,5	27,4

Tableau 7. Moyenne des données météorologiques sur 35 ans (1964-1998).

Mois	Température de l'air sous abri (°C)				Moyennes mensuelles	Précipitations mensuelles (mm)
	Min. abs.	Max. abs.	Moyennes des minimas	Moyennes des maximas		
Janvier	-1,2	36,2	8,1	23,8	16	41,3
février	-1,6	36,6	7,6	24	15,9	37,6
Mars	-3,8	33	6,5	21,8	14,2	50,3
Avril	-5,4	29,2	5	17,6	11,3	101,5
Mai	-7,2	24	4,9	13,9	9,4	219,8
Juin	-10,2	20,6	3,4	11,2	7,3	226,6
Juillet	-8,4	20,8	2,7	11,1	6,9	201,6
Août	-6,8	23,2	2,7	12,4	7,5	158,6
Septembre	-6,8	26	3,3	14,7	9	101
Octobre	-5,4	23,6	4,8	16,7	10,8	97,8
Novembre	-2,2	30,8	6,4	19,2	12,8	60,6
Décembre	-1,4	35,4	7,8	21,8	14,8	63,6

Au cours des années 2007 et 2008, le climat se caractérise par des conditions météorologiques très différentes ; en particulier on observe une répartition des pluies très contrastée, surtout en été et au printemps, mois où l'on a mesuré la croissance de la prairie.

Comparé au climat moyen sur la période 1964-1998, le cumul annuel des précipitations est un peu plus faible : 1.166 et 1.205 mm respectivement pour 2007 et 2008, contre une moyenne de 1.360 mm. Mais si les écarts ne sont pas très importants en termes annuels, la différence de distribution est significativement différente de la moyenne en 2008 : de janvier à mars, le cumul des précipitations en 2008 a été de 35 mm seulement, contre 111 mm en 2007 et 129 mm pour la moyenne. Cette sécheresse a probablement affecté la mise en réserve des sucres avant l'hiver et donc la reprise de végétation au printemps suivant. D'autant plus qu'entre octobre et novembre, période de pousse maximale de l'herbe, le cumul des précipitations en

2008 n'a été que de 68 mm, contre 158 mm en moyenne. Cet épisode sec a fortement affecté la productivité des prairies en 2008. Enfin, toujours en 2008, la période mai-août a été très pluvieuse (cumul des précipitations de 956 mm contre 806 en moyenne). Cette pluviosité excessive a probablement perturbé le fonctionnement des racines et provoqué une lixiviation importante des éléments minéraux. Sur le plan des températures, l'année 2008 a été normale.

Concernant l'année 2007, les précipitations sont proches des moyennes (le climat est toutefois un peu sec entre septembre et décembre avec un cumul des précipitations de 220 mm contre 323 mm en moyenne). On signalera enfin un hiver très froid.

Conclusion : rappel de la démarche d'ensemble

L'évaluation des effets du programme SIRSD a été conduite dans cinq communes représentatives de la région de la précordillère de l'Araucanie et une commune de la cordillère. Dans ces communes nous avons sélectionné des prairies appartenant à des agriculteurs Mapuche ayant reçu les mesures du programme depuis 1, 2, 3 ou 4 ans, pour étudier l'effet du temps sur les éventuelles modifications du milieu engendrées par le programme. Nous avons comparé ces situations à des prairies témoins conduites de manière traditionnelle (c'est-à-dire sans pratiquement d'apport de fertilisant ou de produit phytosanitaire mais avec un chargement qui peut être important) et n'ayant pas reçu les mesures du programmes.

Nous avons ensuite étudié les caractéristiques des sols de ces prairies (en suivant les normes chiliennes de l'analyse du sol), que nous présenterons d'abord de manière globale avant d'étudier les résultats site par site avec une présentation qui permet d'étudier l'évolution au cours du temps des effets du programme en comparant aux témoins les prairies classées en fonction de l'ancienneté de l'application des mesures (chapitre 2). Puis nous avons évalué la productivité des prairies et leur composition botanique (chapitre 3).

CHAPITRE 2: Résultats de l'impact du programme sur la biodisponibilité du phosphore et les principales variables qui l'influencent (acidité, teneur en aluminium, matière organique)

2.1 Analyse globale des variables du sol observées.

Dans un premier temps, nous proposons d'examiner, à travers les relations entre les variables-clefs qui gouvernent l'acidité du sol, la disponibilité du phosphore et la toxicité aluminique, les hypothèses résumées sur le schéma de la figure 3 (page 66). Ces relations sont présentées sur les figures 6 à 12. Parmi les variables évaluées, le pH joue un rôle clé, qui justifie de le considérer en premier dans l'analyse qui suit.

2.1.1 Effet du pH sur le niveau de d'Aluminium échangeable (flèche 1c de la Figure 3, page 66).

La figure 6 présente, pour l'ensemble des points mesurés, la relation entre le pH et l'Al échangeable. La littérature indiquait une relation décroissante entre le pH et la teneur en Al échangeable (Shoji et al., 1993 ; Mora et al., 1993). Nos données sont en accord avec cette hypothèse, malgré une variabilité assez importante des points autour de l'ajustement exponentiel présenté. La plupart des valeurs de pH mesurées se situent dans la gamme 5.0-5.8, attendue pour ces types de sols volcaniques (Parfitt, 1980).

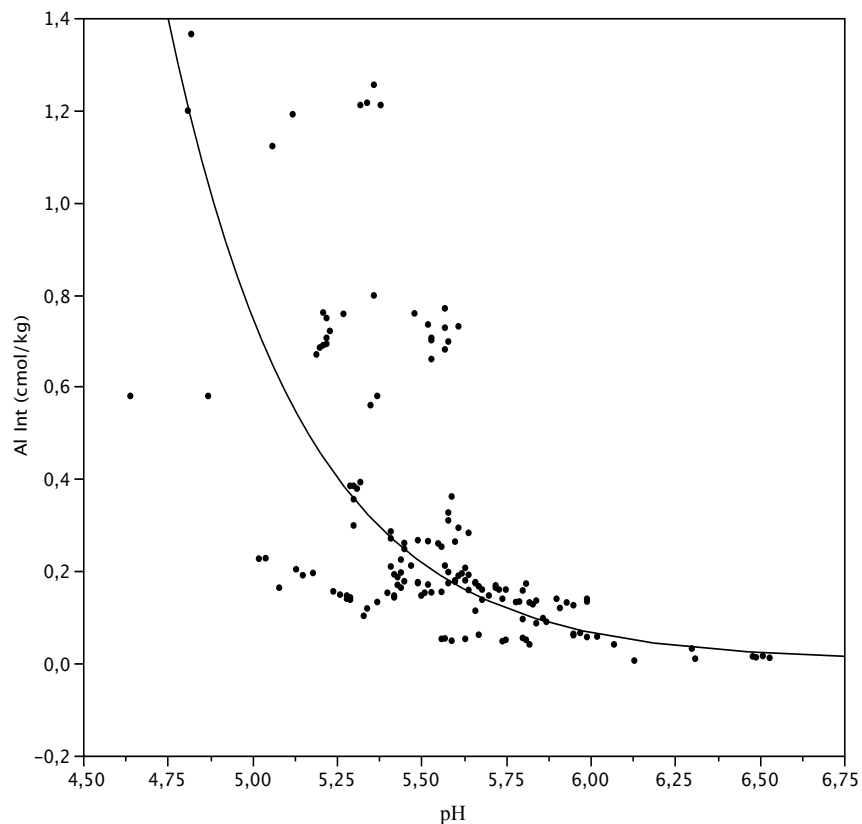


Figure 6. Effet du pH sur la teneur en Aluminium échangeable (Al interchangeable). $r^2=0,54$.

Le niveau d'Al échangeable décroît rapidement avec l'augmentation du pH. La valeur de pH considérée comme seuil minimum pour éviter la toxicité aluminique au sud du Chili, est de 5.8. En effet, au-delà de cette valeur, la teneur en Al échangeable est très faible et la saturation du complexe par l'aluminium est inférieure à 5%. Dans ces conditions, le problème de toxicité aluminique n'est à craindre que pour les cultures particulièrement sensibles, comme la luzerne. Par conséquent l'objectif poursuivi par le SIRSD de remonter le pH à une valeur supérieure à 5.8 est tout à fait cohérent avec l'installation de prairies productives mixtes graminées légumineuses. Les données de la

figure montrent que, dans certains cas, les valeurs de pH sont élevées (> 6). Ces points correspondent tous à la commune de Lonquimay et confirment que les sols de cette zone sont très différents des sols Trumaos du sud du Chili.

2.1.2 Effet du pH sur le niveau d'aluminium extractible (relation 1d de la Figure 3, page 66).

La Figure 7 présente la relation entre le pH et l'aluminium extractible, élément déterminant de la disponibilité du P dans les sols volcaniques. La teneur en Aluminium extractible est en effet très liée au pouvoir fixateur de ces sols.

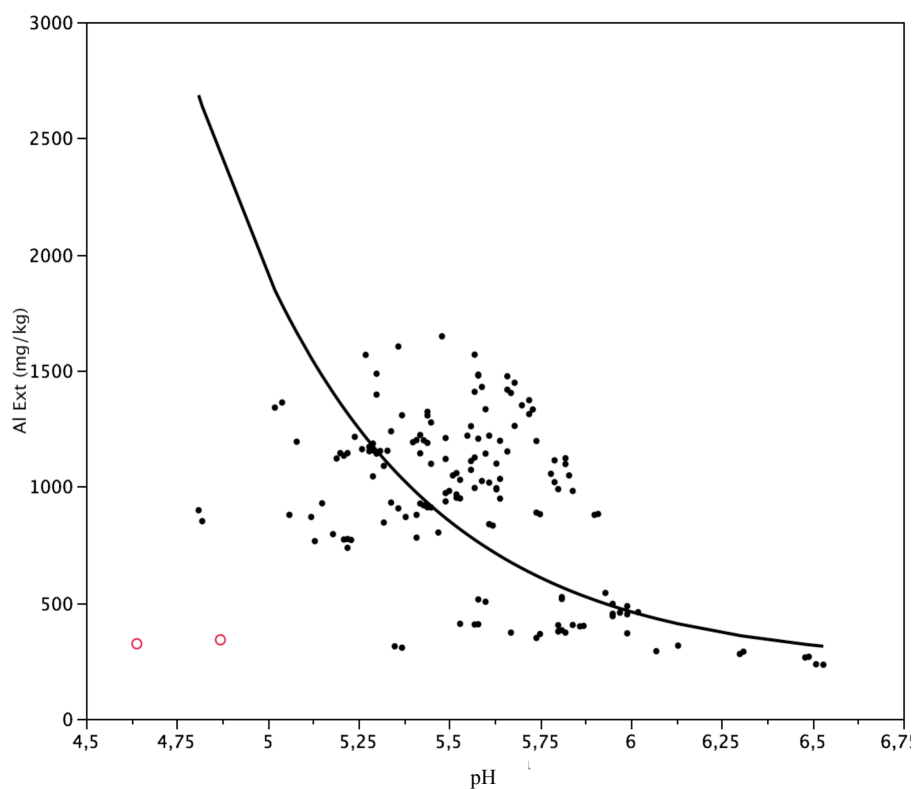


Figure 7. Effet du pH sur la teneur en Aluminium extractible. $r^2= 0,34$.

Bien que la relation soit moins nette que pour l'Aluminium échangeable, la tendance est la même et l'on constate une baisse de la teneur avec le pH. L'Al extractible est une

caractéristique du sol très liée au type de constituant minéraux, car l'aluminium est adsorbé sur les argiles, ce qui affecte la rétention du P. La plupart des points de notre échantillon présentent une teneur en Aluminium extractible supérieure à 700 mg.kg^{-1} . Ces valeurs correspondent aux caractéristiques communément décrites pour les trumaos et indiquent un fort pouvoir fixateur du P. Les valeurs les plus basses correspondent aux pH supérieurs à 5.8. Il s'agit pour l'essentiel des points de Lonquimay.

2.1.3 Effet du pH sur la teneur en matière organique (relation 1a, Figure 3, page 66).

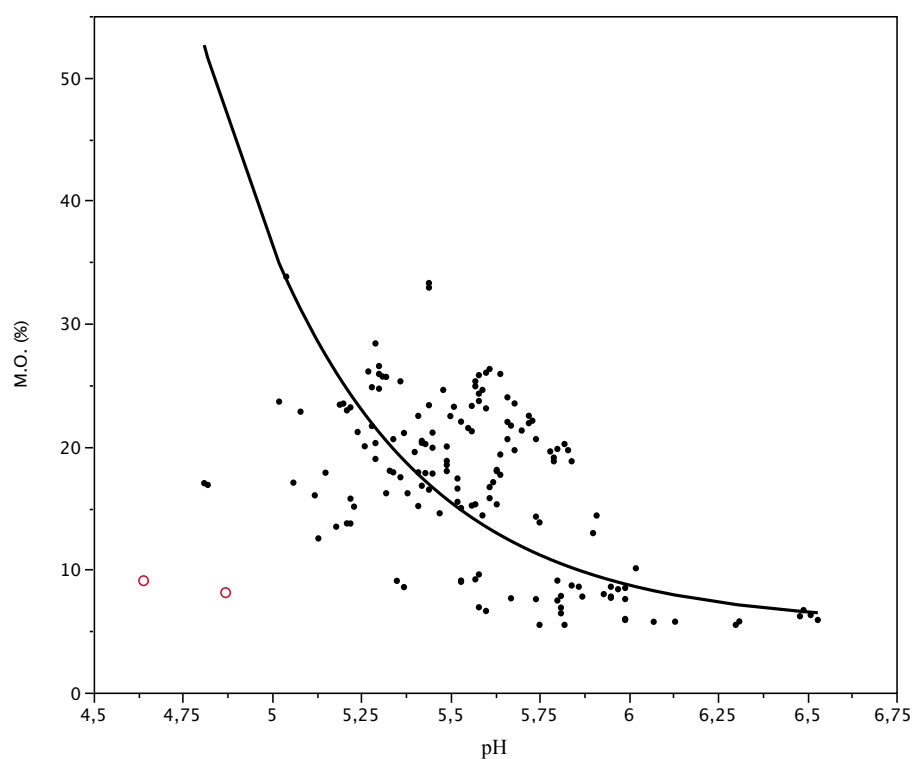


Figure 8. Effet du pH sur la teneur en matière organique. $r^2 = 0,38$.

La relation entre le pH et la teneur en matière organique s'explique par le blocage de la minéralisation dans les sols acides. Cela entraîne une accumulation de MO dans les andosols, qui présentent en général des teneurs très élevées. La Figure 8 montre que la relation est moins nette que dans le cas précédent, la dispersion des points autour de l'ajustement exponentiel étant importante. Ceci étant, on peut observer une tendance à l'accroissement de la teneur en MO avec le pH. Les quantités de matière organique sont élevées, en général supérieures à 10 %, ce qui est un peu plus faible que les valeurs habituellement données dans la littérature. Le blocage de la minéralisation (Zeng et al., 2011) entraîne également une très faible fourniture du sol en azote pour les prairies de la région. Les valeurs les plus faibles correspondent aux pH les plus élevés. Ces résultats sont conformes à la littérature et suggèrent que le programme SISRD peut avoir pour effet, en remontant les valeurs de pH, de modifier fortement les termes du bilan organique des sols sur lesquels il s'applique. D'une part, la minéralisation sera plus forte, ce qui entraînera un déstockage de l'humus, d'autre part la production plus élevée des prairies devrait accroître le rythme des apports. L'effet de l'augmentation du pH sur la minéralisation dans les conditions précises de la région de L'Araucanie a été vérifié par Fuentes et al., 2006 (dans un essai sur l'effet du chaulage). Ces auteurs ont également vérifié que cela entraînait une amélioration de la fourniture d'azote par le sol. Ces résultats ont été confirmés par Navarro-Blaya et Navarro-García (2003).

2.1.4 Effet de l'Al échangeable sur le niveau de P disponible (relation 4, Figure 3, page 66).

Après le pH, la teneur en Aluminium échangeable est le paramètre important qui détermine la biodisponibilité du phosphore dans les Trumaos. La figure de la page suivante présente, pour l'ensemble des points de mesure, la relation entre cette variable et la teneur en P-Olsen.

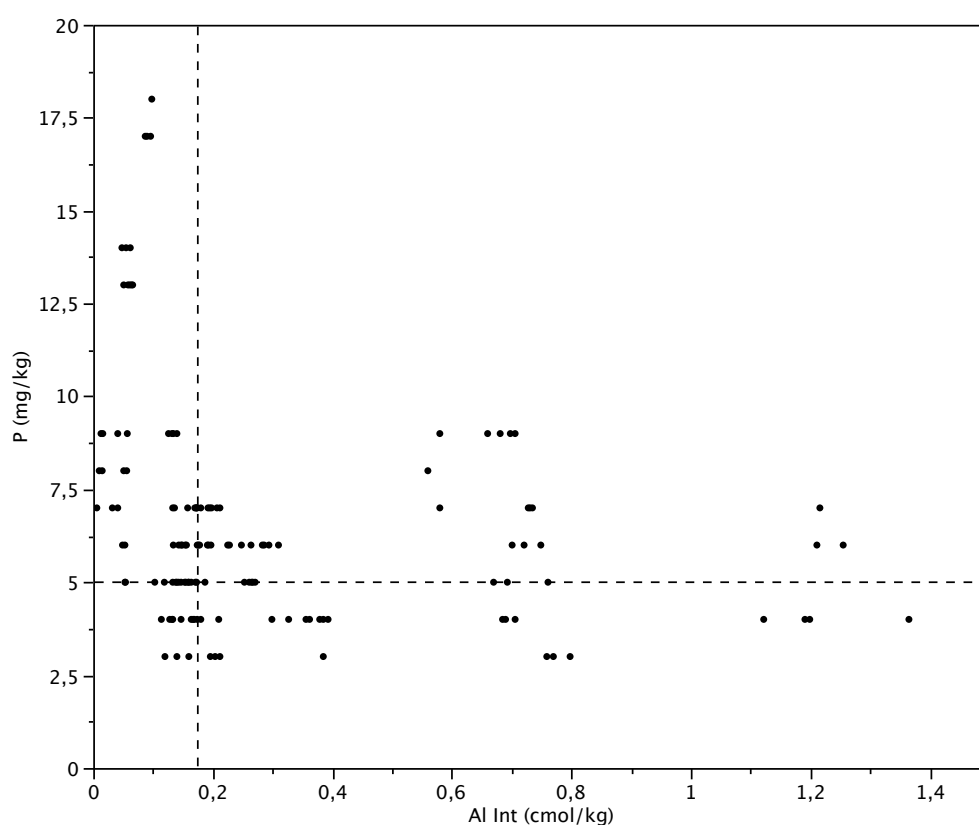


Figure 9. Effet de l'Aluminium échangeable sur le niveau de P disponible.

Sur la figure 9, on constate qu'il n'existe pas de relation entre l'Al échangeable et la disponibilité en P, mesurée par la teneur en P-Olsen. On peut toutefois, et c'est ce que l'on a fait figurer sur la figure 9 (ligne pointillée verticale), distinguer un seuil de 0,18 cmol kg⁻¹, au-delà duquel le niveau de P-Olsen ne dépasse pas 10 mg.kg⁻¹. On sait que

l'Al échangeable est plutôt un indicateur de la toxicité de l'aluminium pour les plantes plutôt qu'un indicateur de la biodisponibilité en P, mais on constate qu'une teneur trop élevée de cet élément ne permet pas d'atteindre des niveaux de P élevés, probablement car il se forme des Phosphates d'aluminium insolubles, ce qui limite la disponibilité du P.

2.1.5 Effet de l'Aluminium extractible sur le niveau de P disponible (relation 3 de la Figure 3, page 66).

La Figure 10 présente la relation entre l'Al extractible et la biodisponibilité en P, mesurée par la teneur en P-Olsen.

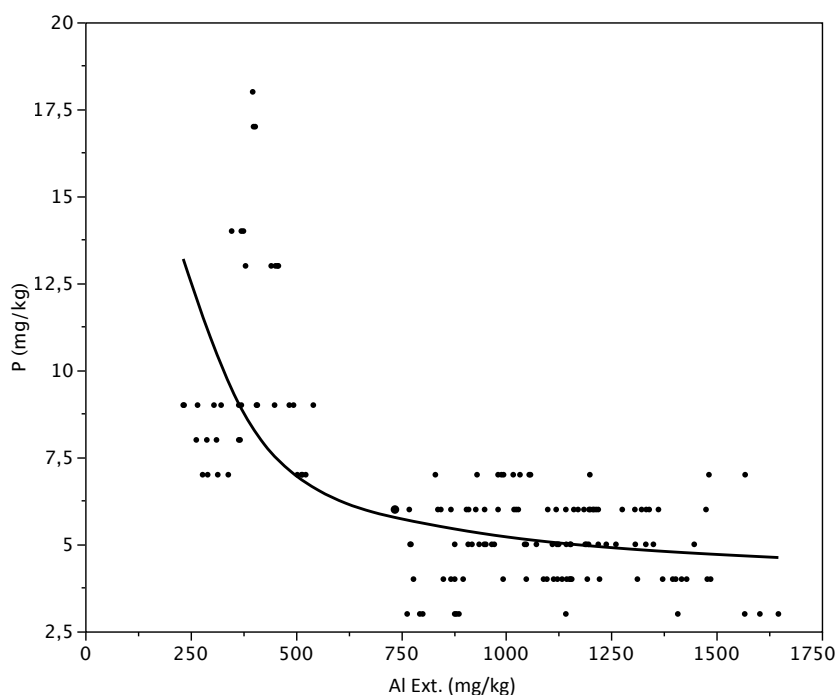


Figure 10. Effet de l'Al extractible sur le niveau de P-Olsen. $r^2 = 0,44$.

Contrairement à ce qui a été observé avec l'Al échangeable, on observe une relation entre le P disponible et l'Al extractible, même si la variabilité des points autour de l'ajustement exponentiel est importante (Figure 10). Ce résultat est compatible avec les données de la littérature. Ainsi, Bonomelli et al., (2003a) indiquent que l'Al extractible est un bon indicateur de la rétention du Phosphore parce qu'il est lié à la minéralogie des argiles. Dans un essai comparant le phosphate naturel au superphosphate triple ils observent en effet une bonne relation entre les niveaux d'Al extractible et le P disponible, quel que soit le type d'engrais. Nos données suggèrent que l'objectif à atteindre pour le niveau d'Al extractible est d'environ 600 mg.kg^{-1} , en deçà duquel la disponibilité du P augmente nettement.

2.1.6 Effet du pH sur le niveau de P disponible.

La Figure 11 présente la distribution des points sur un graphe croisant pH et P disponible.

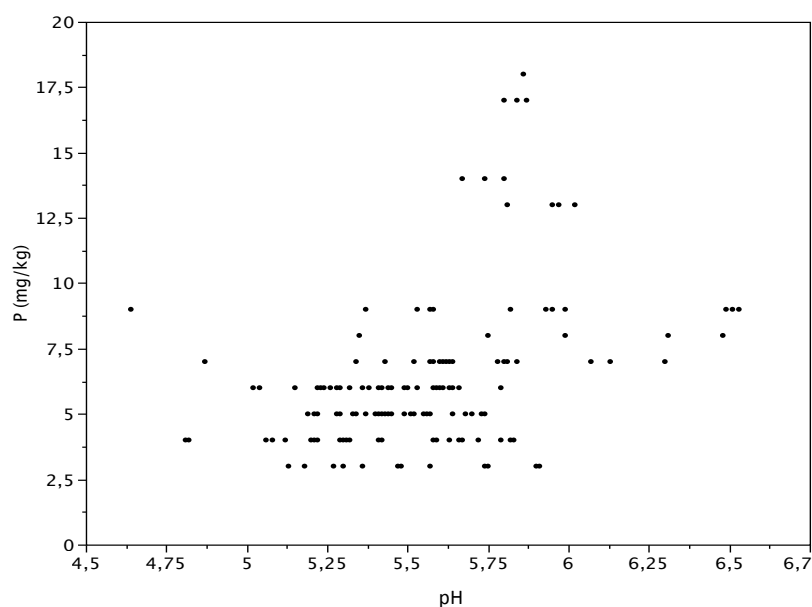


Figure 11. Effet du pH sur le niveau de P disponible.

Il n'y a pas de relation entre le pH et le niveau de Phosphore disponible. Cela peut s'expliquer par le fait que la relation entre ces deux variables n'est pas directe : elle passe, dans les Trumaos, par l'intermédiaire des teneurs en Al (Al extractible surtout mais aussi un peu Al échangeable) et aussi probablement à travers les relations complexes entre le pH et la matière organique. On note cependant une légère tendance allant dans le sens de l'effet escompté : lorsque le pH augmente, la disponibilité de P s'accroît aussi. Certains auteurs (Devau et coll., 2009), ont montré que lorsque le pH du sol est très acide, la disponibilité de P diminue, en raison de l'augmentation des charges négatives sur les surfaces minérales. Enfin, une partie de la variabilité des valeurs de P disponible pour une valeur de pH donnée résulte de la variabilité des pratiques agricole : la teneur en P-Olsen est aussi le résultat du passé de fertilisation de la parcelle.

2.1.7 Relation entre la teneur en matière organique et le niveau d'Aluminium échangeable (relation 2 sur la Figure 3 de la page 66).

La Figure 12 présente la distribution des points sur un graphe croisant teneur en MO du sol et l'Al extractible. On constate qu'il n'y a pas de relation entre la teneur en MO et celle en Aluminium. Là encore, on peut invoquer pour l'expliquer le fait que les deux variables ne sont pas directement liées mais que leur relation passe une variable intermédiaire, le pH. Cela est d'ailleurs confirmé par quelques données de la littérature (e.g. Saigusa et al., 1991). Pourtant, Lungu (1993) a montré qu'en apportant de la matière organique (fumier de poule) en même temps qu'un amendement calcaire, il

obtenait une réduction plus marquée de la quantité d'Aluminium échangeable qu'avec l'amendement calcaire seul (3t.ha⁻¹). Ce résultat nous amène à rejeter l'hypothèse d'une relation directe entre la teneur en MO du sol et celle d'Aluminium échangeable.

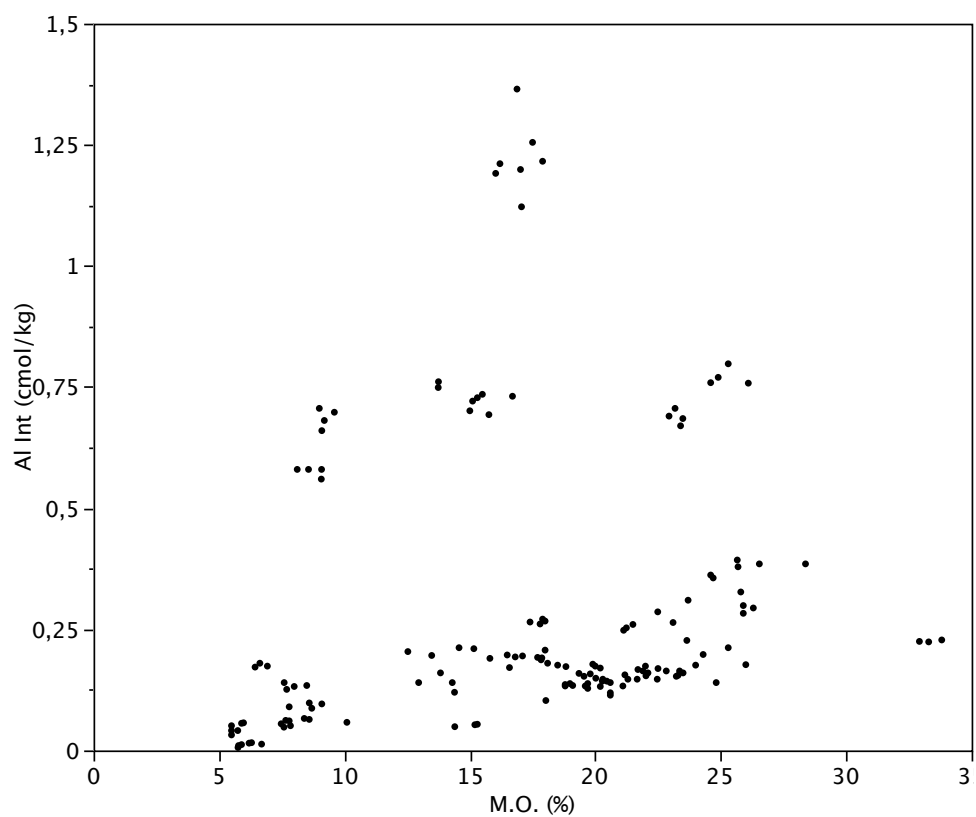


Figure 12. Effet de la matière organique sur le niveau de l'Aluminium échangeable.

2.1.8 Effet de la teneur en MO sur la disponibilité du Phosphore.

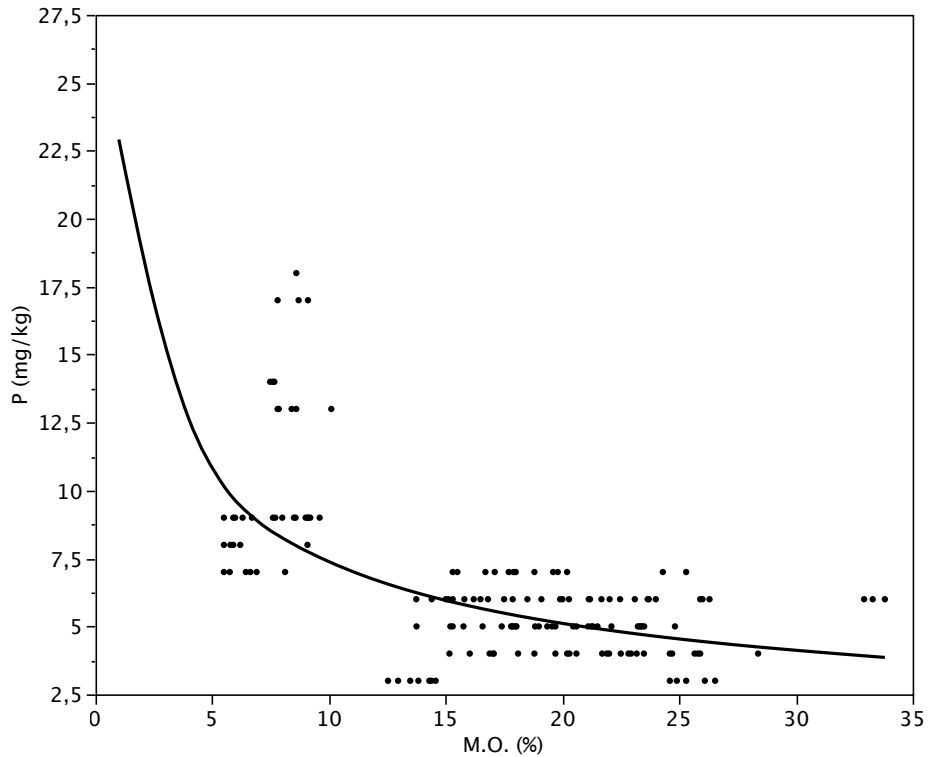


Figure 13. Effet de la teneur en MO sur la disponibilité du P. $r^2= 0,42$.

La Figure 13 montre qu'il existe une relation assez lâche entre la teneur en MO et le phosphore disponible. Ceci étant, cette relation ne va pas dans le sens attendu, une plus forte quantité de MO entraînant une moindre disponibilité du P. Mohanty et al., (2006) ont pourtant montré que la disponibilité du P augmentait après un apport de matière organique, en raison de la chélation par les acides organiques. Cela est probablement dû au fait que là encore, la relation est indirecte et passe par le pH : lorsque celui-ci est bas, la teneur en MO est élevée et la disponibilité du P faible. Lorsque le pH augmente, la minéralisation s'accroît et la teneur en MO diminue. Enfin signalons que les points dont la valeur de P-Olsen dépasse l'objectif de 12 mg.Kg^{-1} sont

tous situés à Lonquimay, ce qui confirme la meilleure fertilité des sols de cette commune et la possibilité d'y cultiver de la Luzerne.

2.1.9 Conclusion

Malgré le fait que cette étude ait été réalisée au champ, les données que nous avons recueillies apparaissent cohérentes et les relations entre les variables sont, globalement, conformes aux résultats de la littérature pour les sols du Sud du Chili et au schéma d'hypothèse présenté à la page 67. C'est le cas en particulier des relations entre le pH et l'aluminium échangeable, l'Al extractible, la MO du sol. Les relations entre le pH et la disponibilité en P ou entre l'Al extractible et le P-Olsen sont moins nette mais ne sont pas contradictoires avec les relations attendues. En revanche, nous excluons une relation entre la matière organique et la disponibilité en P. Ces données mettent en évidence le comportement particulier des sols de Lonquimay, plus fertiles.

Les graphiques présentés soulignent la grande variabilité des données, probablement liée à la diversité des conditions pédogénétiques des différents sols et à celle du passé cultural des parcelles (bien que l'on considère que les agriculteurs concernés aient peu de marge de manœuvre).

Dans la suite de ce travail nous présentons, site par site, l'évolution des variables clé que le programme a pour objectif de modifier, afin d'améliorer la fertilité des sols dans la précordillère andine de la région de L'Araucanie.

2.2 Analyses des données site par site.

Pour étudier l'effet des mesures du programme sur les sols dans les 5 communes retenues pour cette étude, nous avons privilégié une analyse diachronique et présenterons les résultats sous forme d'histogrammes, en ayant rangé les différentes prairies en fonction de l'ancienneté de la date d'application des mesures (de 1 à 4 ans suivant les cas, voir le tableau 7 page 74). Chaque barre de l'histogramme est la moyenne de quatre valeurs. Le témoin (prairie de plus de 4 ans n'ayant pas reçu les mesures du programme) est placé à gauche du graphe. Par ailleurs, nous avons choisi d'étudier les évolutions à partir des valeurs indicées de chaque variable, l'indice 100 correspondant à la valeur du témoin. Les valeurs absolues de chaque variable dans chaque site sont données en annexe.

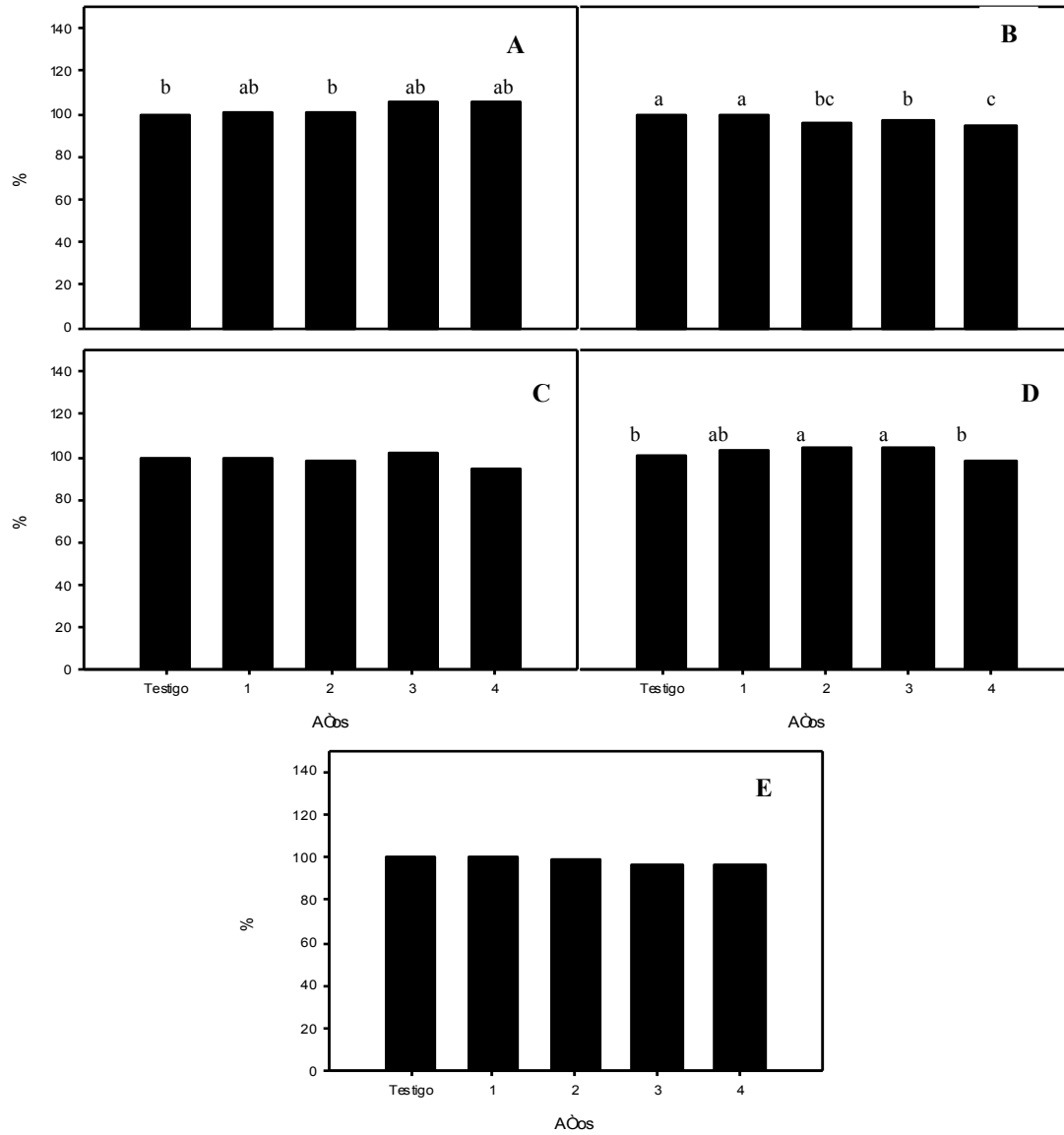


Figure 14. Niveau relatif par rapport au témoin du pH dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.

2.2.1 Effets du programme sur le pH.

Les graphes de la figure 14 montrent que le pH n'a que très faiblement varié dans les prairies de la précordillère. Dans les communes de Vilcún et Villarrica il n'y a pas de différence ; dans la commune de Cunco, le pH augmente un peu la 2^{ème} et la 3^{ème} année après application du programme avant de retourner à sa valeur d'origine. Enfin, à Curacautín, le pH évolue dans un sens contraire à celui attendu, diminuant avec le temps après l'application du programme. A Lonquimay seulement, on observe une évolution allant dans le sens attendu, celle d'une baisse durable du pH.

Ces évolutions traduisent un manque d'efficacité certaine du programme dans la précordillère. Pour l'expliquer, on peut invoquer plusieurs raisons. La première est que les applications de calcaire dans la précordillère ont été insuffisantes ($2t.ha^{-1}$) ; cela correspond aux cas de Vilcún et Villarrica où le pH ne varie pas du tout et de Curacautín où l'application ne permet pas d'enrayer l'acidification du sol. La seconde, qui correspond au cas de Cunco, est que le chaulage a un effet temporaire, la valeur du pH retournant à son niveau avant application en 3 à 4 années (cas de Villarrica). Ce résultat est conforme à de nombreux travaux sur le chaulage dans le sud du Chili ; il peut s'expliquer par la forte pluviosité de cette région qui entraîne un lessivage important des bases et la production d'ions H^+ . Les évolutions de la somme des bases présentées ci-après à la figure 17 confirment cette hypothèse. Enfin, on peut également formuler une hypothèse concernant l'évolution du statut organique des sols. Les parcelles étaient depuis de nombreuses années conduites de manière très extensive en prairie permanente. Leur mise en culture avec l'application du

programme, a, par endroits, accéléré la minéralisation de la MO du sol, ce qui est susceptible d'avoir entraîné une acidification temporaire du milieu, contrariant l'effet du calcaire. Les évolutions présentées à la Figure 18 sont cohérentes avec cette interprétation. Dans la cordillère, à Lonquimay, où le pH était plus élevé que dans les communes de la précordillère, le sol a mieux réagi au chaulage, dont l'effet sur le pH est plus durable, malgré une chute de la teneur en MO. Dans cette commune le programme a aussi eu pour effet d'accroître fortement la somme des bases sur le complexe d'échange.

2.2.2 Effets du programme sur la teneur en Aluminium échangeable.

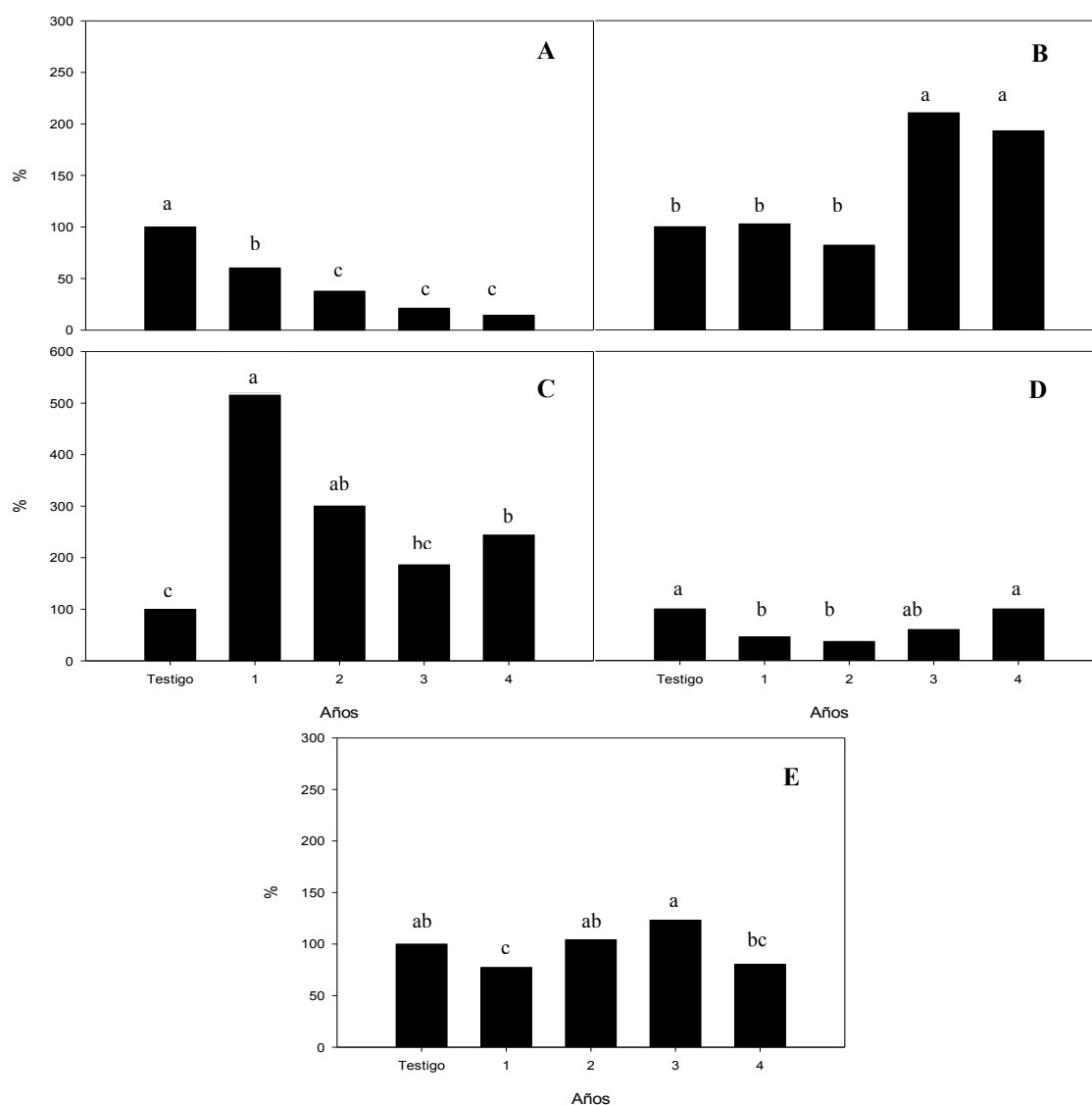


Figure 15. Niveau relatif par rapport au témoin de la teneur en Al échangeable dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.

Les graphes présentés à la figure 15 montrent une plus grande variabilité dans les évolutions des teneurs en Aluminium échangeable. Le cas le plus favorable est celui de Lonquimay, où l'objectif de diminuer la toxicité aluminique est atteint. La teneur en Aluminium baisse régulièrement, atteignant une valeur très faible, quatre ans après l'application du programme (voir l'annexe pour les valeurs absolues). Les situations les plus défavorables sont celles de Curacautín, où la teneur du témoin est doublée trois ans après l'application et de Vilcún, où l'on observe une très forte augmentation de l'aluminium échangeable un an après l'application. Cette teneur diminue cependant par la suite, mais sans revenir à l'état initial. Dans les deux autres localités, la situation est plus stable.

Les hypothèses que l'on peut avancer pour expliquer ce comportement portent sur les mesures du programme, impuissantes à corriger notablement le pH, sauf à Lonquimay. Par rapport à l'objectif d'agir sur la teneur en Al échangeable, les apports d'amendement calcaire n'ont pas été suffisants pour donner les résultats observés dans les travaux de Pérez (1986) ou de Pinochet et al., (2005) qui montrent un effet très net de l'apport de calcaire sur l'Aluminium échangeable. Ces résultats montrent que les sols étudiés présentent une contrainte par la toxicité aluminique sur la croissance de l'herbe et le maintien des légumineuses.

2.2.3 Effets du programme sur la saturation du complexe par l'Aluminium.

Le taux de saturation du complexe d'échange par l'Aluminium est utilisé internationalement comme un indicateur de l'acidité des sols. L'objectif pour le programme est de descendre en dessous du seuil des 5% pour cette variable, seuil au

delà duquel la réponse des cultures à l'apport de calcaire est très forte (Sadzawka et al., 2006). Le taux de saturation est très lié à la fois à l'indicateur « somme des bases » et à la teneur en Aluminium échangeable. Les graphes présentés à la figure 15 montrent que les évolutions sont en tous points comparables à celles de l'Aluminium échangeable. Ils montrent également que l'objectif est atteint pour Lonquimay (voir les valeurs absolues en annexe) et, dans une moindre mesure, à Cunco. En revanche, dans les communes de Villarrica, Curacautín et Vilcún, le but n'est pas atteint.

Une explication possible des résultats décevants observés dans ces trois communes, qui s'ajoute au faible degré de maîtrise du pH, est l'utilisation d'urée (c'est l'engrais azoté le meilleur marché). L'urée peut, par sa réaction acide, augmenter la quantité d'aluminium échangeable et, par conséquent, le taux de saturation du complexe par l'Aluminium. De plus, on peut invoquer ici le fait que le programme n'ait prévu qu'une seule application d'amendement calcaire, qui n'a pas permis de stabiliser le taux de saturation.

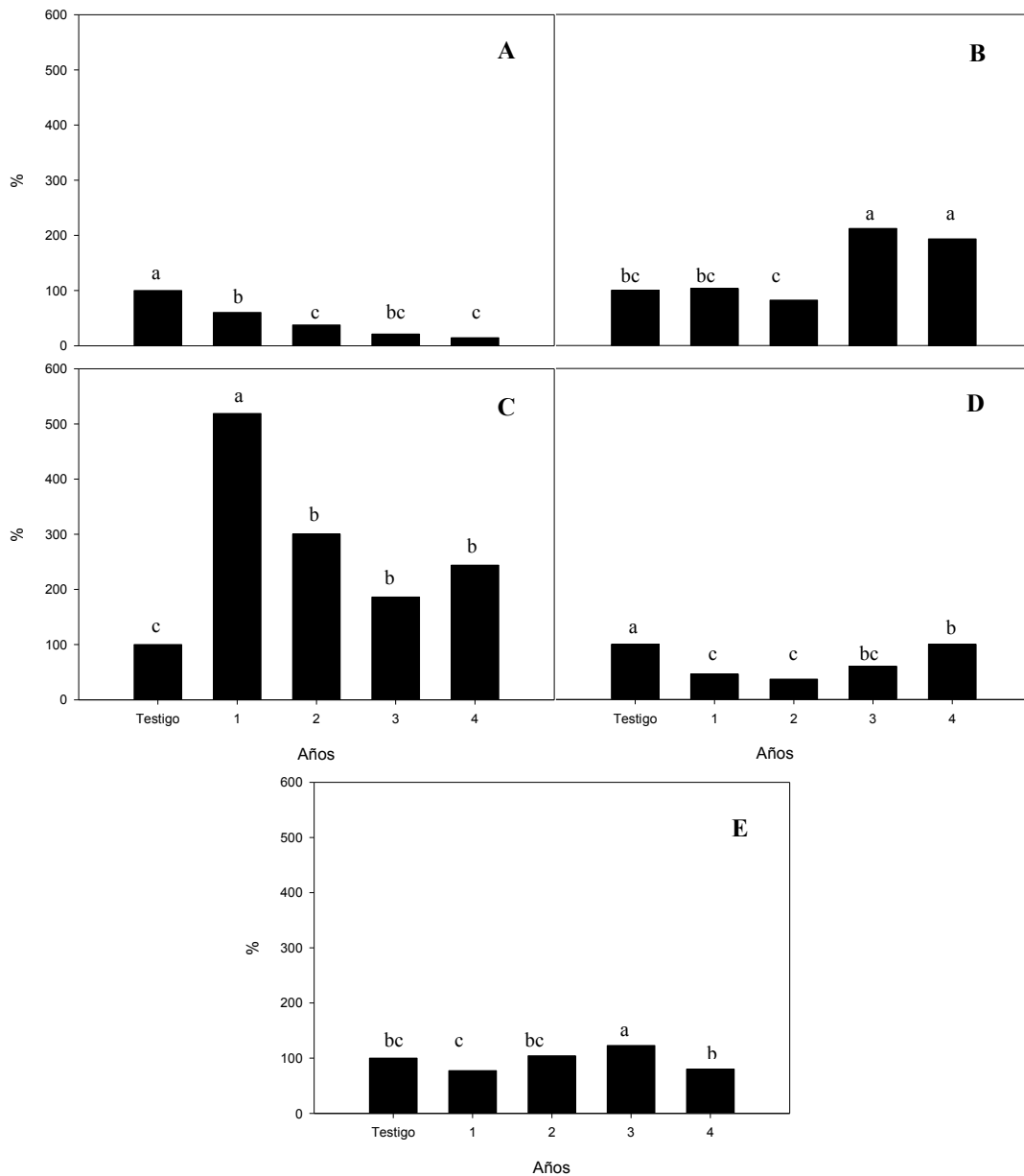


Figure 16. Niveau relatif par rapport au témoin de la saturation du complexe par l'Aluminium dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.

2.2.4 Effet du programme sur la « somme des bases ».

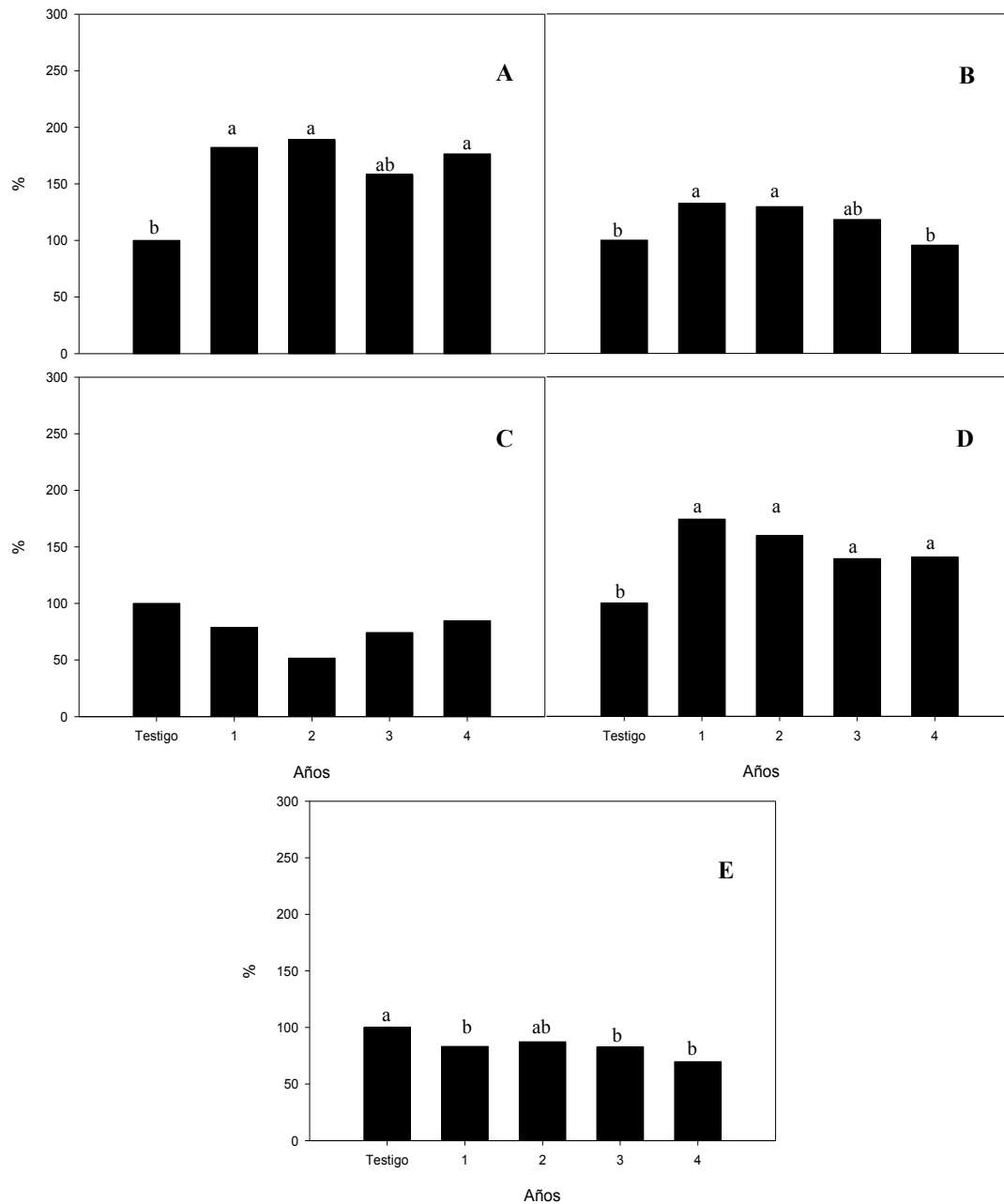


Figure 17. Niveau relatif par rapport au témoin de la « somme des bases » dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.

L'apport d'amendement calcaire prévu par le programme doit entraîner une augmentation de la somme des bases, c'est-à-dire de la proportion qu'occupent, sur le complexe d'échange, les cations Ca^{++} , Na^+ , K^+ et Mg^{++} . Pour Pinochet et al., (2005) cette augmentation est proportionnelle à quantité de calcaire apporté. Les graphes présentés à la Figure 17 montrent que cet objectif est atteint à Lonquimay et Cunco ; qu'il est partiellement atteint à Curacautín, où, après une augmentation les trois premières années suivant l'application du programme, la variable retourne à sa valeur initiale. Il n'est pas atteint à Vilcún où, compte tenu de la variabilité statistique, on peut considérer que la somme des bases reste constante, ni à Villarrica où cet indicateur diminue légèrement au cours du temps. Il faut noter toutefois qu'à Vilcún, la somme des bases était, dans le témoin non traité, très élevée (voir annexe), ce sol étant très riche en potassium. Les valeurs absolues mesurées après apport de l'amendement et les années suivantes sont élevées. Il faut donc, pour cette commune, relativiser le jugement négatif porté sur l'efficacité du programme à augmenter la qualité de la saturation du complexe.

Globalement donc, à part à Villarrica et Vilcún, la somme des bases a, dans les parcelles de notre étude, augmenté suite à la mise en oeuvre des mesures du programme, ce qui peut être considéré comme un résultat positif. En effet, Vergara-Sánchez et al. (2005) indiquent que la somme des bases est un indicateur de la fertilité des sols, particulièrement lorsque il est associée à la capacité d'échange cationique (CEC). On note cependant que l'efficacité du programme n'est pas la même d'une commune à l'autre et, surtout, que cette augmentation n'est stable dans le temps qu'à Lonquimay, la somme des bases diminuant à partir de la troisième année du

programme dans les deux autres communes. Cela est probablement dû au fait que la pluviométrie importante de cette région a lessivé les bases et que cet effet n'a pas été compensé par un nouvel apport de calcaire.

2.2.5 Effet du programme sur la teneur en matière organique.

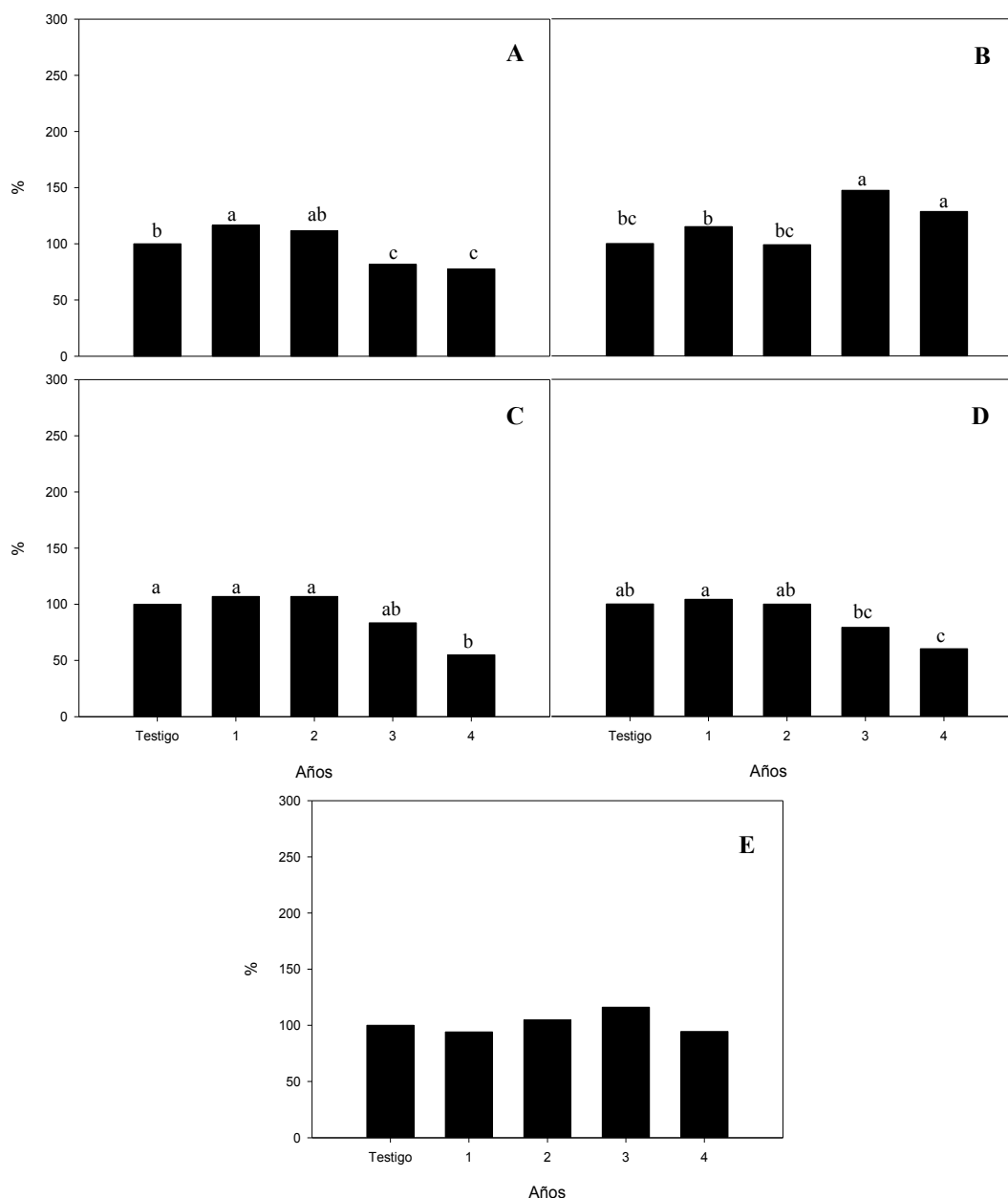


Figure 18. Niveau relatif par rapport au témoin de la teneur en matière organique dans les cinq localités étudiées. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Des lettres différentes au-dessus des barres de l'histogramme indiquent une différence significative au niveau 5 %. L'absence de lettre indique l'absence de différence.

L'étude des graphes présentés à la Figure 18, montre que l'on peut distinguer trois types de comportement. Tout d'abord, les communes de Lonquimay, Vilcún et Cunco, qui voient au cours du temps diminuer la teneur en matière organique au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la date d'application des mesures du programme. Cette évolution indique que le bilan humique est déséquilibré dans ces parcelles. Deux explications peuvent être avancées : d'une part la mise en culture et le travail du sol ont accéléré la minéralisation de la matière organique et, d'autre part, le niveau des exportations s'est accru, diminuant la quantité de matière organique restituée au sol. Le deuxième type de comportement est celui observé à Villarrica où la teneur en MO n'évolue pas au cours du temps, ce qui indique que dans cette situation le bilan humique est équilibré. Enfin, à Curacautín, le stock de matière organique augmente, probablement parce que l'augmentation de la production de la prairie a accru, dans cette situation, la quantité de carbone restituée au sol.

En ce qui concerne la MO, on peut noter que le programme SIRSD comprend un certain nombre d'actions spécifiques telles que l'utilisation d'engrais verts et l'épandage de fumier. Cependant, ces actions ne sont jamais mises en œuvre dans la précordillère andine essentiellement en raison des taux de MO très élevés dans les trumaos. Nos résultats montrent que, dans trois communes sur cinq, le stock d'humus décroît après la mise en œuvre du programme, car celui-ci ne prévoit pas de restitution organique supplémentaire (telle que des apports de fumier) ce qui nous paraît comporter un risque (même si cela a probablement permis, pendant la durée de notre étude, une meilleure fourniture en azote du sol aux prairies analysées). Nous

suggerons que cette évolution du stock d'humus soit prise en considération dans le programme, en plus du volet chimique.

2.2.6. Effet du programme sur la disponibilité en phosphore.

Les résultats suivants présentent l'évolution de la disponibilité en phosphore, évaluée par la teneur en P-Olsen dans les cinq sites. Comme précédemment, on peut distinguer trois types d'évolution. Pour la présentation des résultats concernant cette variable déterminante du programme, nous avons distingué les trois cas (Figures 20, 21, 22).

2.2.6.1 Evolution de la teneur en P-Olsen dans la commune de Lonquimay.

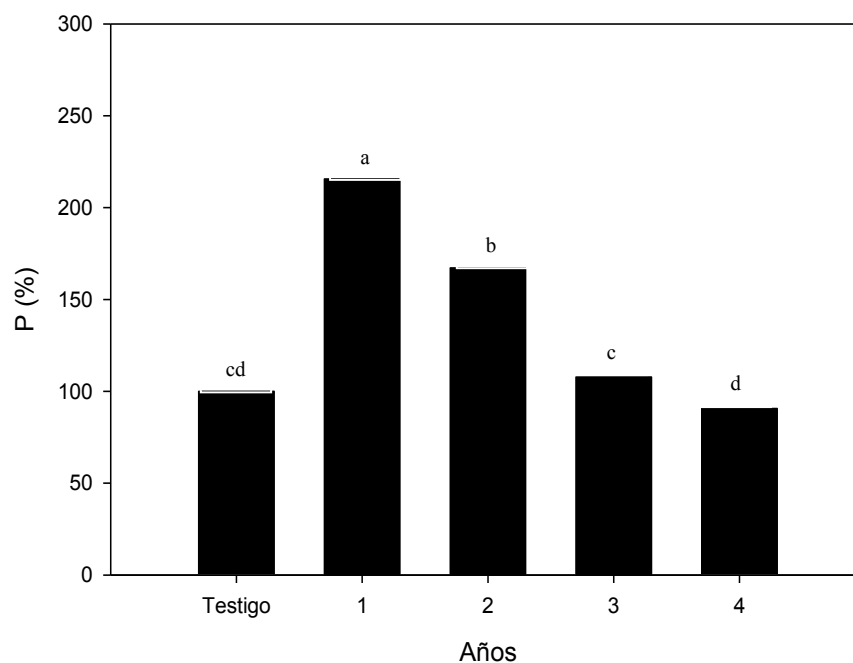


Figure 19. Evolution de la teneur relative en P-Olsen à Lonquimay. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).

Dans cette commune, on observe que le programme a entraîné, l'année suivant l'application du superphosphate, une augmentation significative de la teneur en P-Olsen. Cependant, dans les années qui ont suivi, cette teneur a diminué pour retourner, 4 ans plus tard, à son niveau de départ. Dans cette situation, la diminution du stock de P disponible résulte probablement de la consommation de cet élément par la luzerne, plus que d'une augmentation de la fixation car la teneur en Aluminium extractible est inférieure à 500 mg kg^{-1} . Il faut rappeler (voir tableau 4 page 71) qu'une première application d'engrais phosphorique (253 kg.ha^{-1} de P_2O_5) a été réalisée en mars de l'année de l'implantation de la luzerne (en novembre) et que seule une deuxième fertilisation a été réalisée (115 kg.ha^{-1} de P_2O_5) au cours de la première année de luzerne. Ces deux apports n'ont pas été suffisants pour entretenir le niveau du stock de P disponible au cours des années qui ont suivi l'application du programme, la luzerne étant capable de récupérer des quantités de phosphore importantes, compte-tenu de son système racinaire très développé.

2.2.6.2 Evolution de la teneur en P-Olsen dans les communes de Cunco, Villarrica et Curacautín.

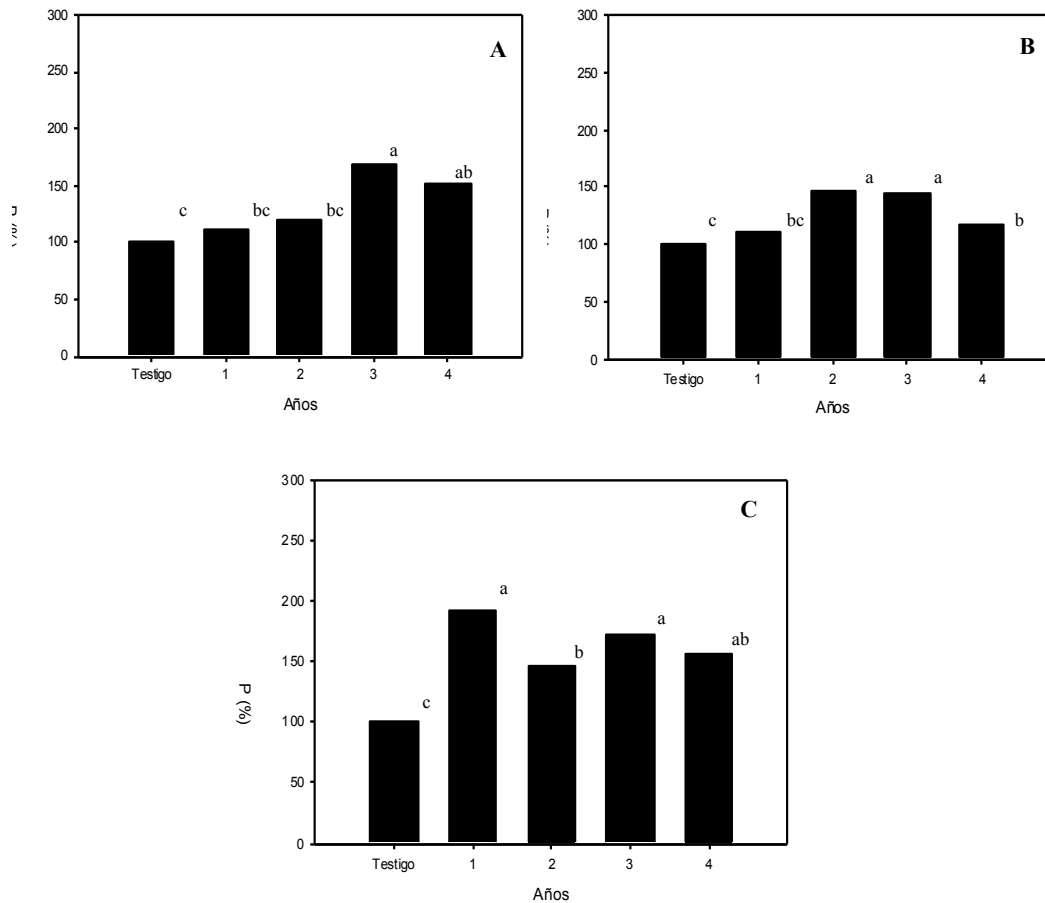


Figure 20. Evolution de la teneur relative en P-Olsen dans les communes de A) Cunco, B) Villarrica et C) Curacautín. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).

Le deuxième type de comportement par rapport au stock de Phosphore disponible est représenté par les communes de Cunco, Villarrica et Curacautín. On y observe une augmentation de la quantité de P-Olsen au cours du temps (Figure 20) et ce d'une manière assez durable (à part une légère baisse la quatrième année à Villarrica). Dans

ce groupe de communes, on peut faire l'hypothèse que le bilan pour le P est équilibré dans les parcelles : le prélèvement par la prairie est compensé par les apports d'engrais ou une meilleure disponibilité du phosphore, du fait de conditions chimiques plus favorables. Dans ces communes, on a observé des quantités assez fortes d'Aluminium échangeable (Figure 15 et annexe) qui a freiné la croissance de l'herbe et l'absorption du P par celle-ci. La consommation de phosphore par les prairies a donc été probablement assez faible. De plus, contrairement à ce qui se passe à Lonquimay où l'on ne récolte que du foin, l'utilisation des prairies dans ces communes comprend aussi du pâturage et l'on peut penser qu'il y a un retour de phosphore au sol via les déjections animales.

2.2.6.3. Evolution de la teneur en P-Olsen dans la commune de Vilcún.

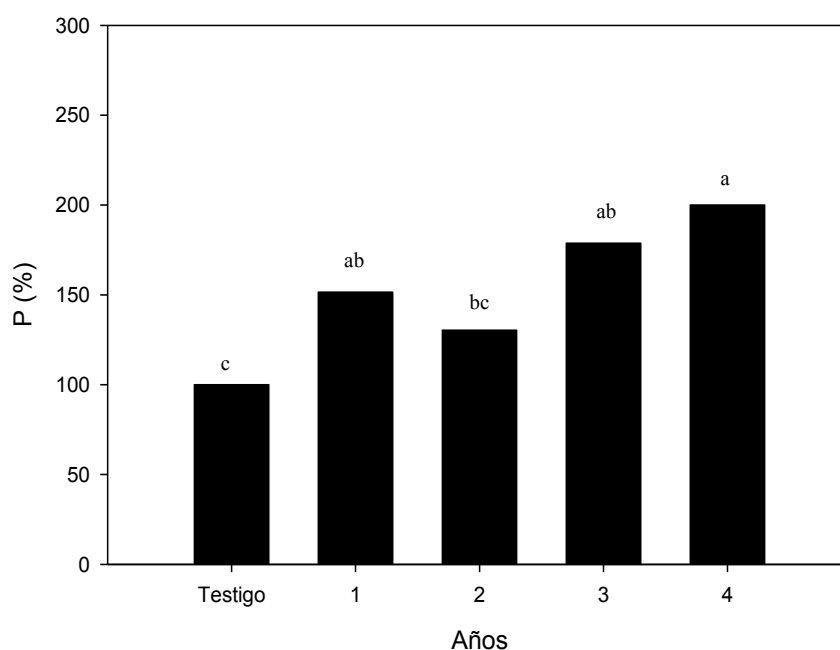


Figure 21. Evolution de la teneur relative en P-Olsen à Vilcún. Les lettres différentes indiquent des différences significatives ($p \leq 0.05$).

A Vilcún, l'application du programme a été suivie d'une augmentation de la quantité de P disponible et cette quantité a continué à croître au fil du temps. Il faut considérer que dans cette commune, les quantités d'aluminium échangeable dans le sol sont les plus élevées de notre échantillon. Ceci a entraîné une toxicité assez importante et une faible croissance de l'herbe qui a dû fortement limiter le prélèvement de P. Cela explique probablement le bilan excédentaire pour cet élément à Vilcún. Dans cette localité, le témoin est représenté par une prairie dont la composition floristique est adaptée aux conditions particulières du sol (niveaux élevés d'Aluminium, pH acide). Cette composition est dominée par les graminées (*Agrostis Modesta*, *Holcus Lanatus*). Avec le programme, la mise en place d'une prairie avec du Ray-Grass et du trèfle Violet mal adapté aux sols acides a entraîné une productivité faible de la prairie (voir chapitre 3). Enfin, il faut tenir compte, pour expliquer le comportement particulier de cette commune, des pratiques culturales des petits producteurs mapuches, très extensives.

2.2.7 Conclusion

L'apport de CaCO_3 n'a pas entraîné une augmentation généralisée et significative du pH, sauf à Lonquimay (Figure 14) et n'a permis qu'une amélioration très partielle de la teneur en Aluminium échangeable, dont l'évolution est cohérente avec celle du taux de saturation du complexe d'échange par l'Aluminium et de la « somme des bases ». L'application du programme a entraîné dans trois localités sur cinq une diminution de la teneur en MO du sol, du fait d'un déséquilibre du bilan humique, soit par accélération de la minéralisation soit par une diminution de la restitution de carbone

au sol. Enfin, l'effet le plus positif du programme est l'amélioration de la disponibilité du Phosphore grâce à la fertilisation phosphorique réalisée sur les parcelles. Cet effet positif n'est cependant que temporaire à Lonquimay où le niveau de P disponible retourne à son état initial après quatre ans. A Vilcún le stock de P disponible augmente même, mais cela est probablement dû à un très faible prélèvement par la prairie dont la productivité est limitée par l'Aluminium.

L'application du programme a donc eu des effets qui sont en dessous des objectifs fixés en matière d'amélioration de la fertilité des sols. L'acidité et la teneur en aluminium n'ont pas été corrigées de manière significative et durable. Cela est dû à un apport initial trop faible d'amendement calcaire et, surtout, au fait que cet apport n'ait pas été répété 3 à 4 ans plus tard. L'application a en outre produit un effet non prévu, celui d'une déstabilisation du bilan humique dans trois communes sur cinq.

Ces effets sur le sol ont eu des répercussions sur la productivité et la qualité des prairies, dont l'étude fait l'objet du chapitre suivant.

CHAPITRE 3: Analyse des résultats sur la productivité des prairies et leur composition botanique.

3.1. Analyse de la productivité des prairies

Dans ce chapitre nous présenterons les données relatives à la production et à la composition botanique des prairies mises en place dans le cadre du programme, en les comparant aux prairies témoins des cinq localités étudiées, afin d'évaluer l'impact du programme. Le dispositif que nous avons utilisé ne permet pas une étude directe de l'effet du phosphore disponible ou de l'acidité du sol sur le rendement. En effet, notre suivi est réalisé chez des agriculteurs qui ont des modes de conduite variables d'une parcelle à l'autre. De même les compositions botaniques des prairies étaient différentes au départ.

On ne peut donc éviter les confusions d'effet, prix à payer pour cette étude des performances du programme menée sur le terrain chez les agriculteurs. C'est pourquoi nous avons procédé à l'analyse des rendements en travaillant sur l'ensemble de l'échantillon et en analysant les tendances globales.

3.1.1 Analyse de l'ensemble des points : position des rendements mesurés par rapport au potentiel de production de la région de L'Araucanie.

Les rendements obtenus en 2007 et 2008, dans les cinq villes étudiées, sont présentés à la Figure 22. Les données sont très variables, allant de moins de 500 kg ha⁻¹ MS, jusqu'à 3.500 kg ha⁻¹ MS. Ils sont globalement très faibles.

Dans la très grande majorité des situations agricoles, il n'existe pas de relation directe entre le phosphore disponible et la performance des cultures. Cela s'explique par le fait que de nombreux autres facteurs sont impliqués (maladies, azote, froid, sécheresse,...) dans l'élaboration du rendement final.

Depuis Mitscherlich, de nombreux auteurs ont proposé des courbes de réponse théorique à l'apport d'engrais en l'absence de facteur limitant autre que l'élément considéré. Pour un certain nombre d'entre elles, le modèle mathématique de ces courbes, dérivé de celui de Misterlich, est basé sur la fonction puissance (Holford *et al.*, 1985 ; Chien et Menon, 1995 ; Sinclair *et al.*, 1997). Par exemple, Holford et al. (1985), étudiant les effets d'apports de P sur les sols acides, proposent la relation suivante :

$$RR = 100*(1 - bC^x),$$

où RR (%) est le rendement relatif, exprimé par rapport au rendement maximal, C un coefficient de courbure b le niveau de rendement relatif lorsque la teneur en P disponible est nulle et x le niveau de P disponible (teneur en P-Olsen).

Considérant ces travaux, nous avons ajusté une courbe théorique du même type donnant la relation, en l'absence de facteur limitant autre que le phosphore, entre la teneur en P-Olsen et le rendement. Pour établir cette relation, il nous a d'abord fallu

déterminer quel était le rendement maximum de la zone d'étude. Nous avons considéré que, pour les prairies de la précordillère, le rendement maximum en conditions agricoles était de 12.000 kg ha⁻¹ MS. Nous nous sommes basés sur les travaux de Pinochet (1999) et de Demanet (2010), qui trouvent, dans des sols du sud du Chili identiques aux nôtres et dans des conditions expérimentales très contrôlées, un potentiel un peu supérieur à 12 tonnes de matière sèche par hectare, lorsque la teneur en phosphore Olsen est supérieure ou égale à 12 mg kg⁻¹ ha⁻¹ et qu'il n'y a aucun autre facteur limitant. Par ailleurs, nous avons considéré que la production que nous avons mesurée dans nos placettes représentait 40% de la production totale annuelle. Nous nous sommes basés sur différents travaux (en particulier ceux de Demanet et Contreras 2008) pour établir ce pourcentage. Nous avons pris b=1, considérant que la production relative lorsque la teneur en P disponible est très est proche de 0. Enfin, nous avons ajusté de manière empirique le coefficient de courbure (C=0.80).

L'équation obtenue est donc :

$$RR=100(1-0,80^x)$$

où x est la teneur en P-Olsen (mg kg⁻¹) et RR est le rendement relatif, calculé comme suit:

$$RR = \frac{R_{\text{mesuré}}}{0.40} * \frac{1}{12} * 100$$

où, R_{mesuré} est le calcul du rendement par hectare à partir de nos mesures dans les placettes sous les cages de mise en défens. La courbe établie avec cette équation pour une gamme de teneur en P-Olsen allant de 0 à 18 mg.kg⁻¹ est présentée à la figure 22,

sur laquelle nous avons également positionné tous nos points de mesure et la relation linéaire entre le rendement et la teneur en P-Olsen proposée par Pinochet (1999) pour le sud du Chili, valable entre 6 et 12 mg P-Olsen.

On constate sur cette figure que les rendements relatifs obtenus ne dépassent pas 70% du potentiel et l'on peut observer une légère tendance à l'augmentation du rendement relatif avec la teneur en P-Olsen. La comparaison de notre relation au potentiel et celle de Pinochet, montre que cette dernière sous-estime légèrement (de 20% environ) le rendement par rapport à notre propre équation, pour une teneur en P-Olsen variant entre 6 et 8 mg.kg⁻¹. Pour les valeurs plus élevées, la sous estimation par la relation de Pinochet est plus faible puis elle fournit des rendements un peu supérieurs aux nôtres à partir de P-Olsen = 10 mg.kg⁻¹.

La différence entre notre courbe et la relation proposés par Pinochet peut s'expliquer par la méthode de calcul utilisée par ce dernier : basée sur un très grand nombre de mesures de terrain, couvrant une large gamme de sols et de situations culturales, elle rend probablement compte de situations sous optimales pour la production fourragère.

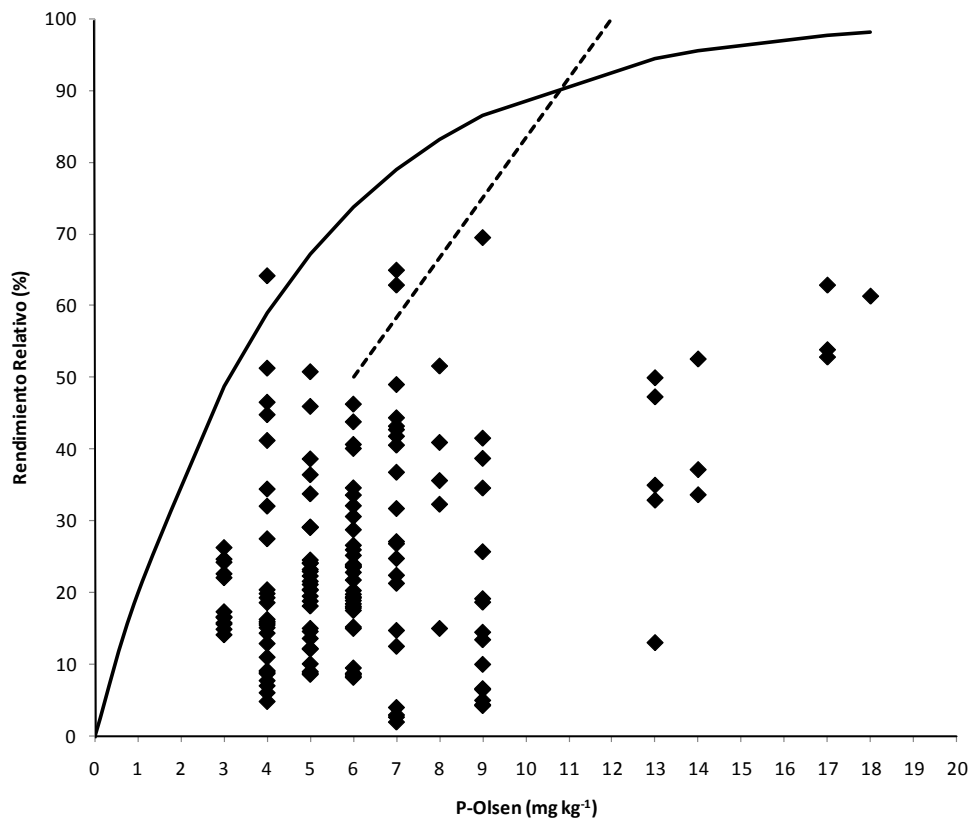


Figure 22. Relation entre le rendement relatif et la teneur en P-Olsen pour l'ensemble des mesures effectuées en 2007 et 2008 sur les cinq communes étudiées. La courbe en trait plein est l'ajustement à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich. La droite en pointillés est établie à partir de la relation proposée par Pinochet (1999).

La position de nos points de mesure sous la courbe potentielle s'explique par l'existence, dans les conditions de la pratique agricole, de très nombreux autres facteurs limitants, à commencer par ceux liés au climat (froid et sécheresse dans cette région). En particulier, 2008 a été une année très pénalisante pour la production. Cela justifie d'étudier séparément les deux années de mesure.

3.1.2 Analyse des rendements relatifs année par année.

Pour cette analyse, nous présentons les rendements en valeur absolue ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) mesurés entre octobre et décembre (40% de la production totale annuelle).

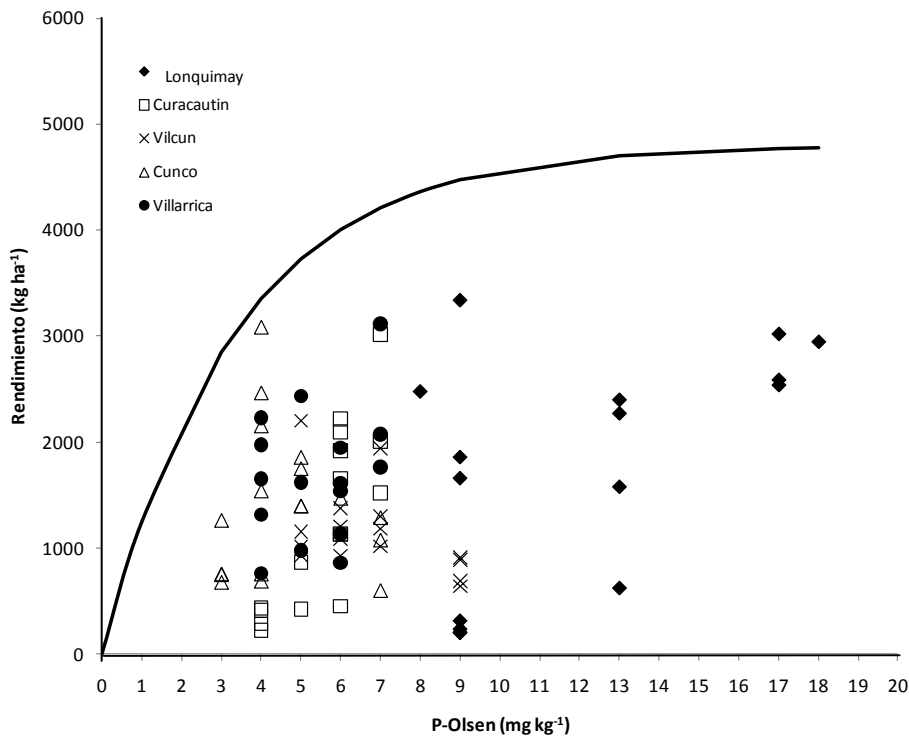


Figure 23. Rendements observés en 2007 dans les cinq communes étudiées. Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich.

La Figure 23 montre que les rendements sont faibles (la plupart sont inférieurs à 2t de Matière sèche, soit une production annuelle de $5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) et extrêmement variables. Ils sont, par endroits, très faibles, y compris pour certaines situations où la teneur en P-Olsen est élevée ($>10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ à Lonquimay). Des rendements très faibles sont observés également à Curacautín et à Vilcún. En revanche, on observe des valeurs proches du potentiel permis par la disponibilité en Phosphore à Cunco, Curacautín et Villarrica.

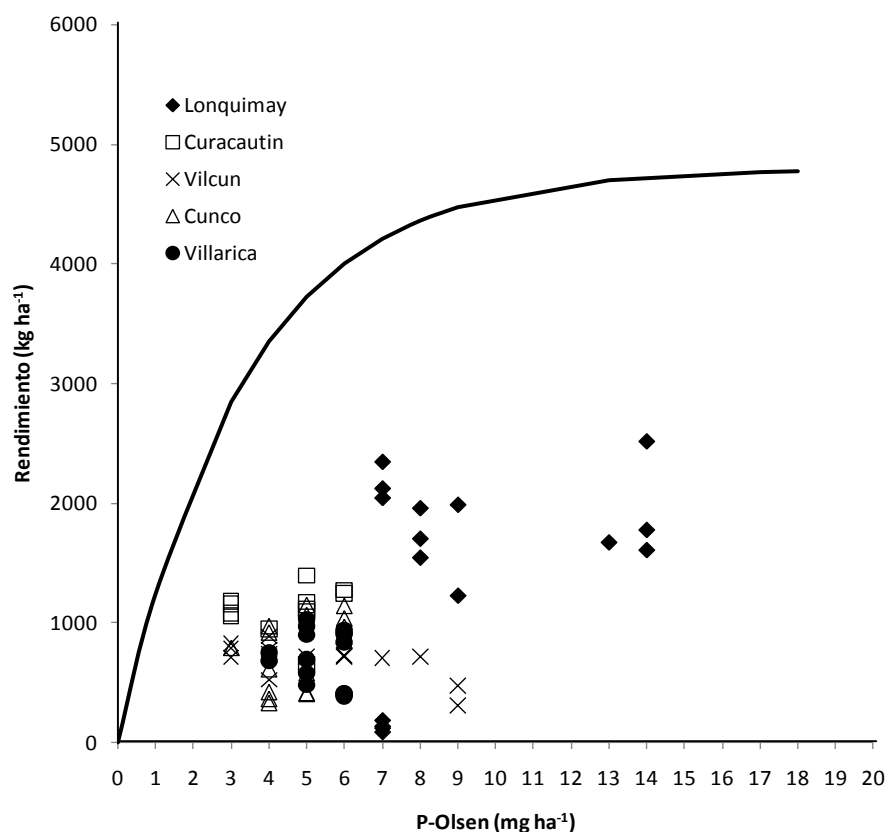


Figure 24. Rendements observés en 2007 dans les cinq communes étudiées. Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich.

En 2008 (Figure 24), les conditions de production ont été beaucoup plus difficiles qu'en 2007, et les rendements sont nettement plus faibles. Cette année-là, le cumul des précipitations de janvier à mars a été de 35 mm seulement (contre 111 mm en 2007 et 129 mm pour la moyenne). Cette sécheresse, intervenant avant l'hiver, a probablement compromis l'accumulation des réserves nécessaires à la reprise de végétation au printemps. De même, pendant le printemps 2008, les précipitations ont

été faibles : d'octobre à novembre, période de pousse maximale de l'herbe, le cumul des précipitations n'a été que de 68 mm, contre 158 mm en moyenne. Cependant ces conditions climatiques de la précordillère ont moins touché Lonquimay, dans la cordillère, où le climat a permis une meilleure pousse de l'herbe. Cette commune présente donc les rendements les plus élevés, même si ces derniers sont nettement en dessous de la courbe enveloppe, traduisant l'existence d'autres facteurs limitants que le P. Les meilleurs rendements observés à Lonquimay s'expliquent aussi probablement par la nature particulière de la prairie établie : culture pure de luzerne, relativement productive dès lors que la contrainte d'acidité n'est pas trop forte et qui résiste bien à la sécheresse grâce à un enracinement profond. Dans les communes de la précordillère, les prairies établies sont des prairies mixtes (Ray-Grass/Trèfle violet) pour lesquelles le trèfle a du mal à persister en sol acide et se trouve fréquemment attaqué par *Hylastinus obscurus*, un ravageur important dans cette zone.

Conclusion

Les données présentées ne permettent pas d'étudier la relation directe entre le P et le rendement, car trop de facteurs limitants autres que le phosphore ont empêché les prairies d'atteindre le rendement permis par le niveau de phosphore disponible. Cependant, l'objectif du travail étant d'étudier l'effet du programme sur l'amélioration de la productivité des prairies, nous présentons dans les figures qui suivent le rendement des témoins (prairies naturelles de plus de 4 ans) comparé à celui des prairies mixtes établies grâce au SISRD.

3.1.3 Analyse de l'évolution de la production après application du programme SISRD

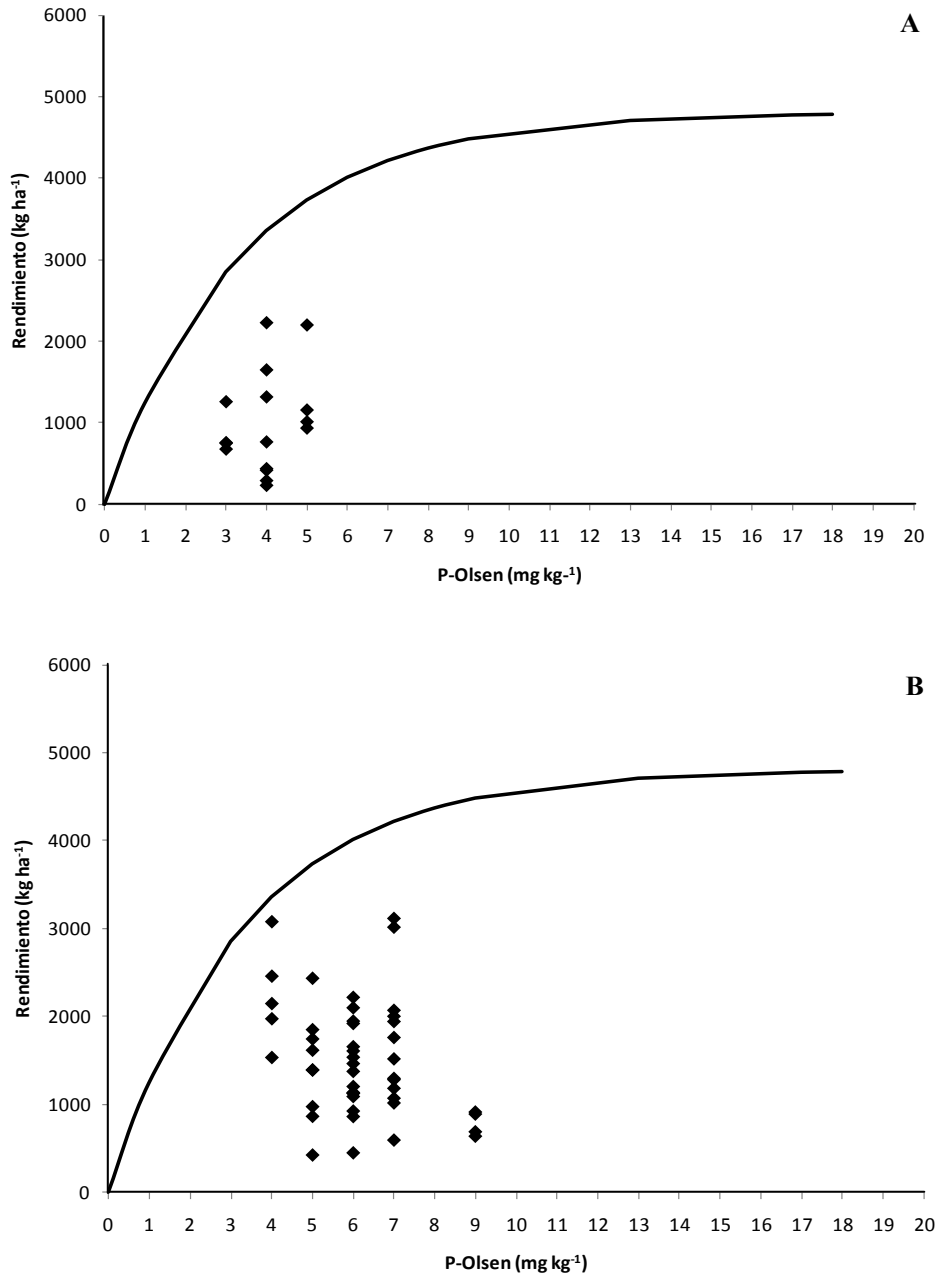


Figure 25. Rendements observés en 2007 dans les quatre communes de la précordillère. (Curacautín, Vilcún, Cunco, y Villarrica). Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich. (A) prairies témoins (prairies de plus de 4 ans) (B) Prairies mixtes (mélange ray-Grass/trèfle violet, âgées de 1 à 4 ans).

L

onquimay présente une réalité de sol et de production différente. En effet, comme nous l'avons souligné précédemment, le pH est plus élevé, le P plus disponible et les prairies sont constituées de luzerne pure. Nous avons donc étudié uniquement les communes de la précordillère (les rendements de Lonquimay seront étudiés plus loin, figure 27). Comme précédemment, les résultats sont présentés en référence à la courbe enveloppe établie précédemment.

Performances des prairies de la précordillère.

Rendements mesurés en 2007 (figure 25)

En 2007, quand on compare les témoins aux prairies traitées, le nuage des points correspondant aux prairies traitées est déplacé vers la droite, signe d'une amélioration de la disponibilité en P des sols soumis au traitement. Cependant, l'effet sur le rendement est très variable suivant les situations. Il n'y a pas de tendance et on peut voir que les points les plus riches en P (P-Olsen = 9 mg.kg⁻¹) sont loins d'avoir les meilleurs rendements. Il y a cependant une amélioration globale de la situation lorsque l'on examine le nuage de points en suivant les valeurs croissantes de P Olsen, et l'on peut distinguer trois groupes de points :

- pour les valeurs les plus faibles (P-Olsen < 5 mg.kg⁻¹), le rendement est meilleur dans les prairies traitées que dans les témoins : le travail du sol, la mise en place d'une prairie mixte et l'apport d'engrais entraîne donc une légère amélioration du rendement en fourrage, malgré le peu d'effet sur les propriétés du sol.

- pour les valeurs de P-Olsen égales à 5 mg.kg⁻¹, les rendements ne sont pas meilleurs dans les prairies mixtes que dans les témoins.

- pour les valeurs les plus fortes ($P\text{-Olsen} > 5 \text{ mg.kg}^{-1}$), les rendements ne sont pas, en moyenne, meilleurs que ceux des témoins avec un $P\text{-Olsen} = 5 \text{ mg.kg}^{-1}$, même si, dans

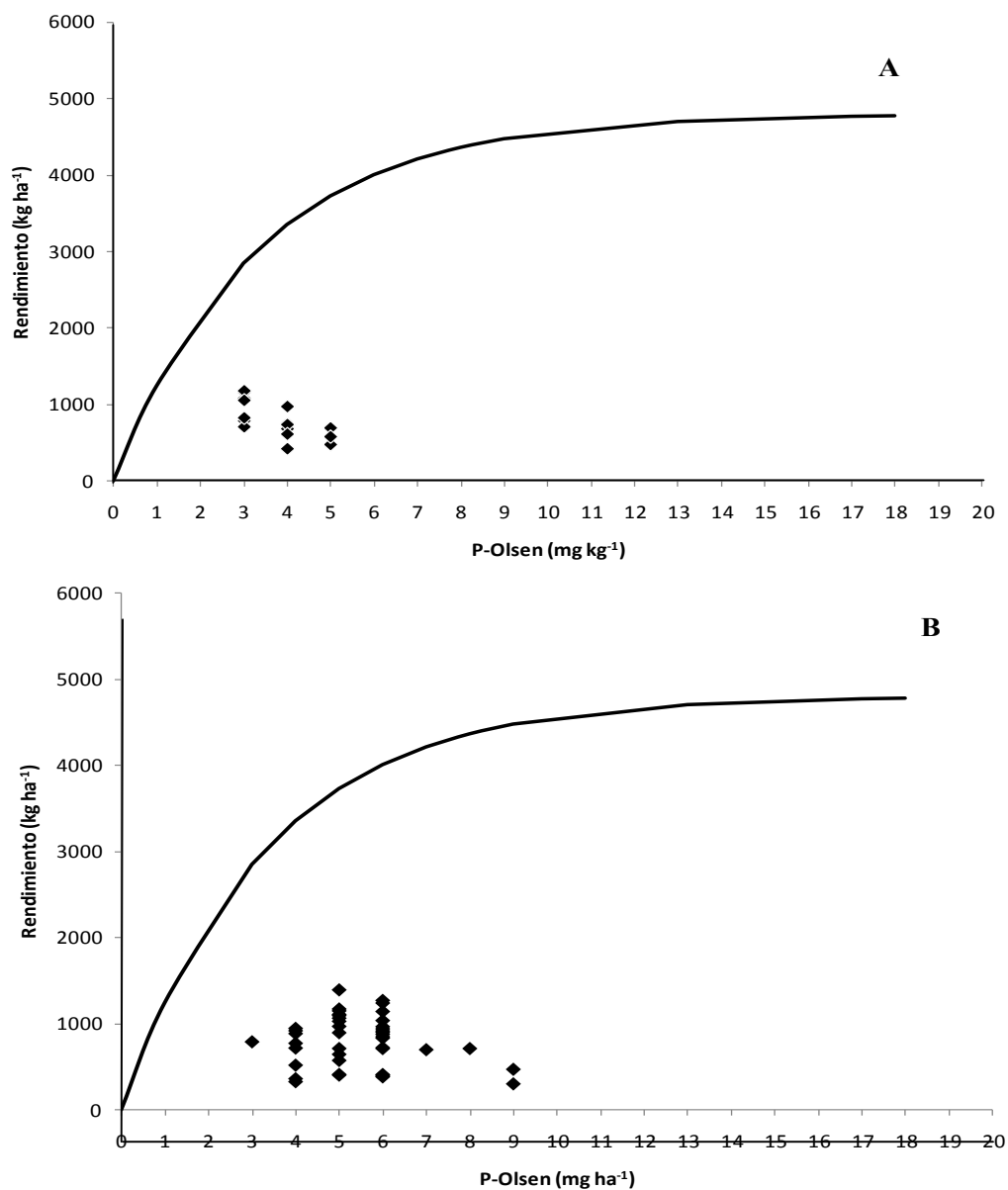


Figure 26. Rendements observés en 2008 dans les quatre communes de la précordillère. (Curacautín, Vilcún, Cunco, y Villarrica). Les valeurs correspondent à la période de mesure (octobre-décembre) et représentent 40% de la production totale annuelle. La courbe en trait plein est la relation au potentiel obtenue à partir de l'équation dérivée de celle de Mitscherlich. (A) prairies témoins (prairies de plus de 4 ans) (B) Prairies mixtes (mélange ray-Grass/trèfle violet, âgées de 1 à 4 ans).

ce groupe, deux points présentent un rendement un peu plus fort, qui se rapprochent de la courbe enveloppe. Ceci étant, la probabilité d'avoir, dans ce groupe, une production inférieure à 1.000 kg est plus faible que dans les autres, si l'on excepte les valeurs de rendement à P-Olsen = 9 mg.kg⁻¹, qui sont très faibles. Pour ces 2 parcelles nous pouvons faire l'hypothèse que ces faibles performances sont dues à de fortes attaques d'*H. obscurus*, qui peut détruire jusqu'à 70 % des plants de trèfle violet (Aguilera *et al.*, 1996).

Rendements mesurés en 2008 (figure 26)

La Figure 26, montre qu'en 2008, les rendements n'ont été que très faiblement améliorés par l'application du programme (les rendements maximums sont à peine supérieur de 10% aux maxima observés dans les témoins). Le nuage de points se déplace vers la droite, indiquant une amélioration de la quantité de P disponible, mais très peu vers le haut : l'amélioration des conditions de sol n'a pas été suffisante pour permettre un gain de productivité et les mauvaises conditions climatiques ont fortement gêné la croissance de l'herbe. Cepenat, l'allure générale du nuage de points indique qu'il existe d'autres facteurs limitant la production que la disponibilité en P. En premier lieu, nous pensons que la toxicité aluminique et l'acidité ont freiné la production. Nous vérifierons dans la partie suivante que l'acidité a fortement empêché le développement du trèfle violet dans la prairie mixte. Mais nous pensons également que les maladies et ravageurs (*H. obscurus*) ont aussi joué un rôle.

Conclusion:

Si le programme a, globalement, permis d'améliorer le niveau de P disponible dans les prairies de la précordillère, cet effet n'a pas entraîné d'amélioration sensible de la productivité des prairies mixtes établies dans le cadre du programme, dont le rendement est resté comparable à celui des prairies témoins. D'autres facteurs limitants ont joué, au premier rang desquels l'acidité et la toxicité aluminique mais aussi les ravages des bioagresseurs particulièrement agressif vis-à-vis des légumineuses (*H. obscurus*).

3.1.4 Analyse site par site sur les 2 années d'étude

De la même façon que pour l'analyse des données concernant le sol, dans la partie suivante, nous avons analysé les rendements des prairies site par site. Cependant, l'effet du climat étant très important sur le rendement, nous avons distingué les 2 années d'étude (Figure 27, en blanc les rendements mesurés en 2007 et en noir les rendements mesurés en 2008).

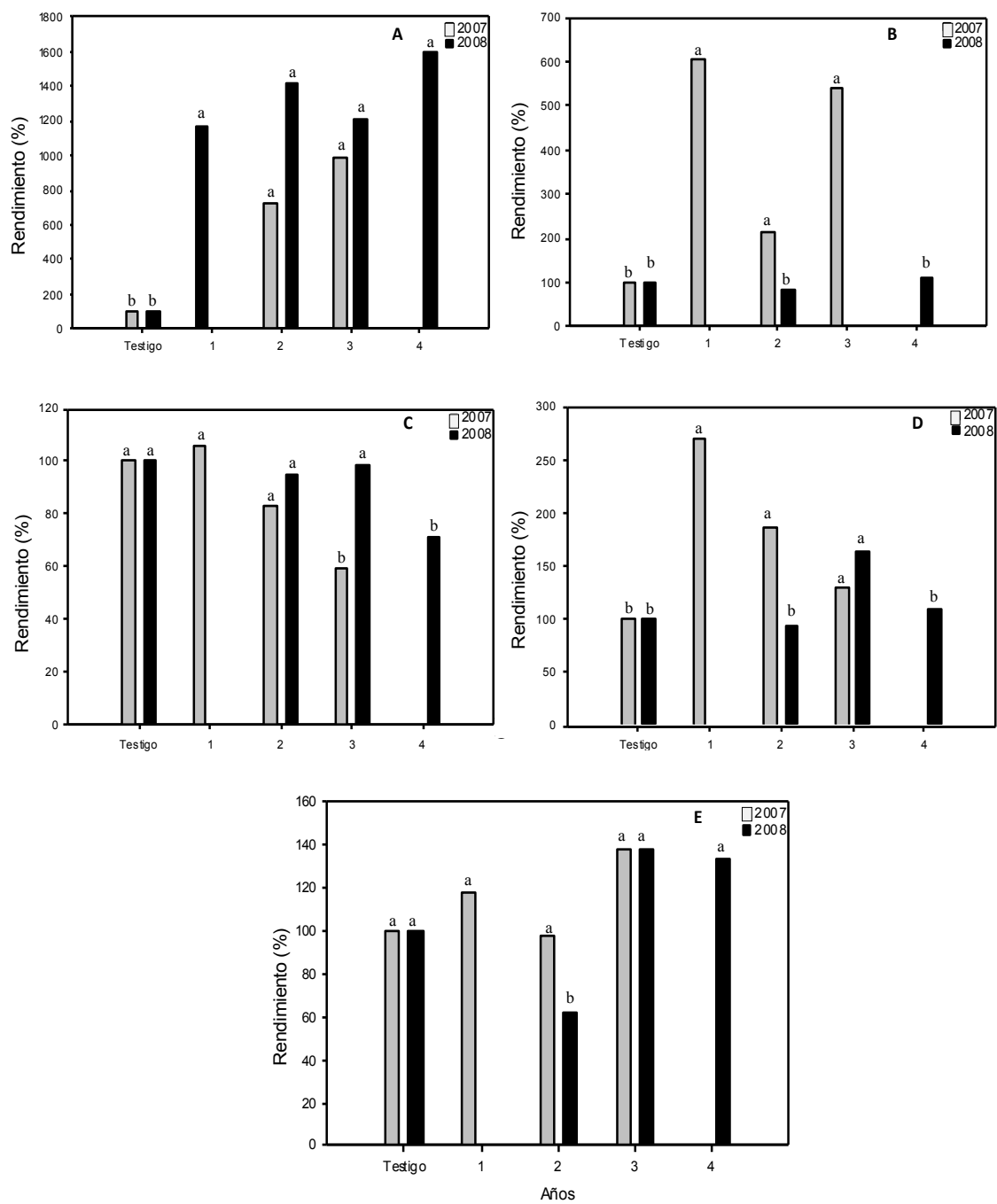


Figure 27. Rendement des prairies relativement au témoin dans les cinq communes les années 2007-2008. Indice 100=rendement du témoin. Les valeurs absolues figurent en annexe. A) Lonquimay, B) Curacautín, C) Vilcún, D) Cunco, E) Villarrica. Différentes

lettres sur les barres de même couleur indiquent des différences significatives ($p \leq 0,05$).

L'amélioration la plus nette s'observe à Lonquimay (Figure 27-A), où le rendement a été très fortement augmenté par l'application du programme (rendement multipliés de 7 à 16 fois par rapport au témoin). Trois raisons peuvent être avancées pour expliquer ce résultat :

1. Les sols sont meilleurs. Ils présentaient déjà un pH correct au départ ($\text{pH} > 5,8$) et le programme a eu un effet très net (voir chapitre précédent : le pH a légèrement augmenté, l'aluminium échangeable a nettement diminué et la disponibilité du phosphore était plus élevée dans les parcelles traitées que dans le témoin, au moins les 2 premières années).

2. La prairie est plus productive car il s'agit de luzerne. Cette luzerne est par ailleurs bien adaptée aux conditions climatiques locales et résiste mieux à la sécheresse que la prairie mixte, ce qui explique qu'en 2008, l'effet du climat sur le rendement est beaucoup moins marqué que dans les communes de la précordillère.

3. La pression des maladies et des bioagresseurs est plus faible dans ce climat plus froid.

Dans les autres communes, on observe une grande variabilité de situations qui permet une analyse plus fine des effets sur programme sur les rendements. Les quatre communes de la précordillère se divisent en deux groupes : Curacautín et Cunco d'une part (Figure 27B et D), Vilcún et Villarrica d'autre part. (Figure 27C et E)

A Curacautín et Cunco, le rendement est supérieur ou égal à celui du témoin pour les différents types de prairie et les deux années de mesure, même si l'amélioration est surtout sensible en 2007. A Curacautín (Figure 27-B), l'indice de rendement est supérieur à 200 en 2007. En revanche, en 2008, il n'y a pas de différence de rendement par rapport au témoin.

En 2007, dans cette localité, le climat favorable a permis de valoriser l'amélioration du statut phosphorique du sol (voir Figure 20). Le climat défavorable de 2008 a en revanche annulé l'effet sur le rendement de cette amélioration. Le rendement est le même dans les prairies traitées que dans les témoins. Ceci ne peut s'expliquer que par un effet de la sécheresse ou à cause des maladies et des ravageurs. En particulier, nous avons observé la quasi disparition du trèfle violet de ces prairies, du fait des ravages causés par *H. obscurus*.

A Cunco (Figure 27-D), on observe, après l'augmentation initiale, une diminution de l'indice de rendement avec l'âge de la prairie mixte. Dans cette localité, nous avons observé une augmentation de la teneur en P disponible dans les années suivant l'application du programme (Figure 20). La prairie valorise mal sur la durée cette amélioration de la qualité du sol. Plusieurs raisons peuvent être avancées.

1. Malgré l'augmentation de la teneur en P-Olsen, il reste une quantité importante d'aluminium échangeable, toxique pour les plantes.
2. Le trèfle disparaît rapidement de la prairie à cause des ravages d'*H. obscurus*.

3. La teneur en MO du sol chute dans les vieilles prairies : le manque d'entretien du stock de matière organique diminue la disponibilité en azote de la prairie.

A Cunco donc, le programme a eu un effet positif, mais bref : les apports de P et d'amendement calcaire ont amélioré les qualités du sol et la prairie mise en place avec beaucoup de Trèfle améliore la productivité. Mais cette amélioration ne dure pas, car on ne maîtrise pas bien le teneur en aluminium échangeable, qui reste comparable à celle du témoin 3 à 4 ans après la mise en place du système (voir Figure 15). De plus on peut déduire de cette analyse que la prairie mise en place dans le cadre du programme ne résiste pas bien aux mauvaises conditions climatiques : la prairie mixte résiste mal à la sécheresse, et, en 2008, ses performances sont comparables à celle de vieilles prairies naturelles dont la composition floristique comprend des espèces mieux adaptées au climat local et à ses variations.

Dans les deux autres communes, à Villarrica et à Vilcún (Figure 27C et E), le rendement ne dépasse pas celui du témoin (pas de différence significative, même à Villarrica) et chute même dans le cas de Vilcún. Dans cette localité, si une amélioration (modeste) de la teneur en P-Olsen a été observée (Figure 21), la teneur en Aluminium échangeable et le taux de saturation du complexe par l'aluminium n'ont pas été diminuées par le programme et ont même augmenté avec le temps (Figures 15 et 16). Cela a probablement bloqué le fonctionnement de la prairie, même quand le climat était favorable (2007). A Villarrica, le programme a partiellement amélioré la qualité du

sol (accroissement du P disponible, Figure 21), mais sans changer la teneur en Aluminium échangeable (Figure 15). Cela a entraîné l'impossibilité de maintenir la proportion de trèfle dans la prairie, ce qui explique probablement le manque d'effet sur la productivité.

3.1.5 Conclusion

Si, à Lonquimay, le programme a atteint ses objectifs en matière de production de la prairie, dans les communes de la précordillère, il n'a que très partiellement réussi à améliorer la productivité. Lorsqu'il y a un effet, il est bref, et, surtout, n'a pas résisté aux mauvaises conditions de croissance observées en 2008. Une partie de l'explication réside dans le fait que la composition botanique de la prairie mixte semble mal adaptée aux conditions de sol du Sud du Chili.

3.2. Analyse des effets du programme sur la composition botanique des prairies.

La composition botanique a été évaluée sur la base des contributions (exprimées en pourcentage) au poids sec total du fourrage de trois catégories de plantes : les graminées, les légumineuses et les autres espèces. Pour représenter les données nous avons choisi de porter les points sur un triangle rectangle dont les deux côtés sont respectivement la proportion de graminées (axe horizontal) et celle de légumineuses (axe vertical). Une prairie à la flore équilibrée est représentée par un point situé au centre du triangle ; une prairie où dominent les légumineuses se trouve près du sommet et les points près de l'angle droit correspondent aux prairies ayant une proportion élevée d'autres espèces.

3.2.1. Analyse de la composition botanique des témoins.

La Figure 28 montre une grande variabilité de la composition des prairies témoins (qui sont des prairies naturelles de plus de quatre ans). La teneur en légumineuse est assez faible en général (inférieure à 15 % le plus souvent, sauf à Curacatín), mais ces proportions apparaissent tout de même plus élevées que les valeurs signalées par Demanet et Contreras (1988). Cela peut s'expliquer par la période de récolte, décembre, qui correspond à la période de croissance maximale des légumineuses. Cette faible proportion de légumineuses s'explique par les conditions de sols, peu favorables. Il faut noter que, dans la prairie témoin, la proportion de légumineuses est nulle à Lonquimay. Si les conditions de sol sont un peu plus favorables (moindre acidité), le froid empêche l'établissement de la plupart des légumineuses. La proportion de graminées est très variable de 10 à 80 %.

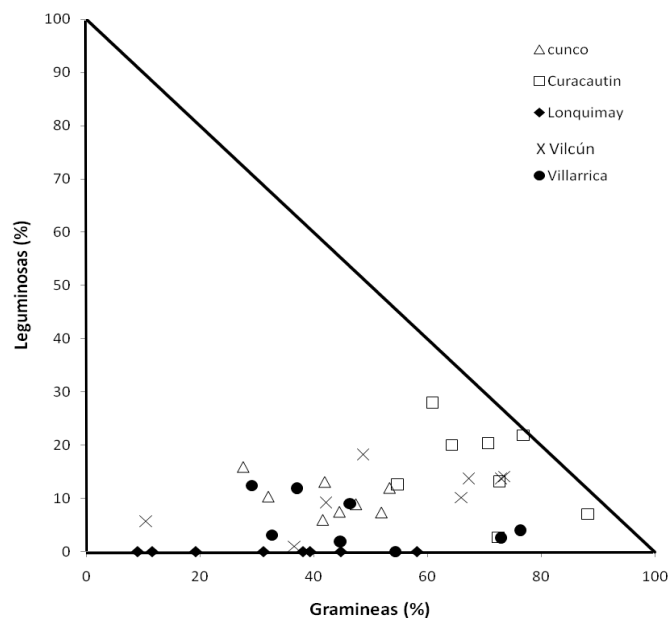


Figure 28. Représentation de la composition botanique des prairies témoins.

Enfin, un certain nombre de prairies présentent une proportion élevée d'autres espèces (à Lonquimay notamment). Ces espèces sont souvent des plantes à rosette (*Plantago lanceolata*, *Leodonton nudicalis*, *Hypochoeris radicata*), de faible valeur fourragère, mais qui représentent une biodiversité intéressante car elles sont bien adaptées aux conditions particulières des andosols (Ordoñez, 1998). Cependant, il faut considérer également que les conditions de sol ne sont pas les seuls facteurs qui déterminent la composition botanique des prairies. Celle-ci dépend aussi du type de conduite (intensité du pâturage, fréquence des coupes ...).

3.2.2. Analyse de la composition botanique sur l'ensemble des données.

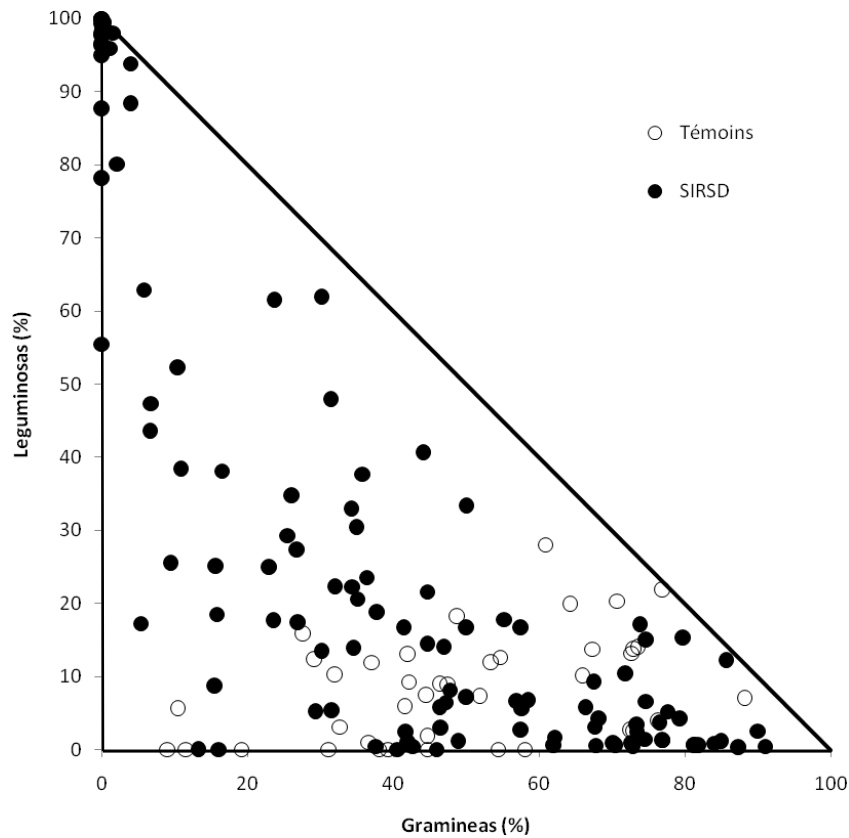


Figure 29. Composition botanique de l'ensemble des prairies étudiées.

La population totale des points, présentée à la Figure 29, montre que l'application du programme a notablement fait évoluer la composition botanique des prairies, et tout particulièrement la proportion de légumineuses, quoique de manière extrêmement variable. Les points situés à proximité du sommet correspondent aux prairies de Lonquimay (luzerne pure). Certaines prairies, mises en place avec le programme comprennent une proportion très élevée d'autres plantes, alors que les agriculteurs ont semé un mélange trèfle violet/Ray-Grass anglais. Enfin, un nombre important de prairies présente une proportion très élevée de graminées. Plusieurs facteurs peuvent

expliquer cette variabilité dans la composition botanique : les conditions de sol, la conduite des prairies (rythme de fauche, intensité du pâturage, fertilisation azotée - Alger, 1996 ; Enríquez et al., 1999) et la qualité de l'implantation et l'âge de la prairie, ce dernier facteur jouant en interaction avec les deux autres.

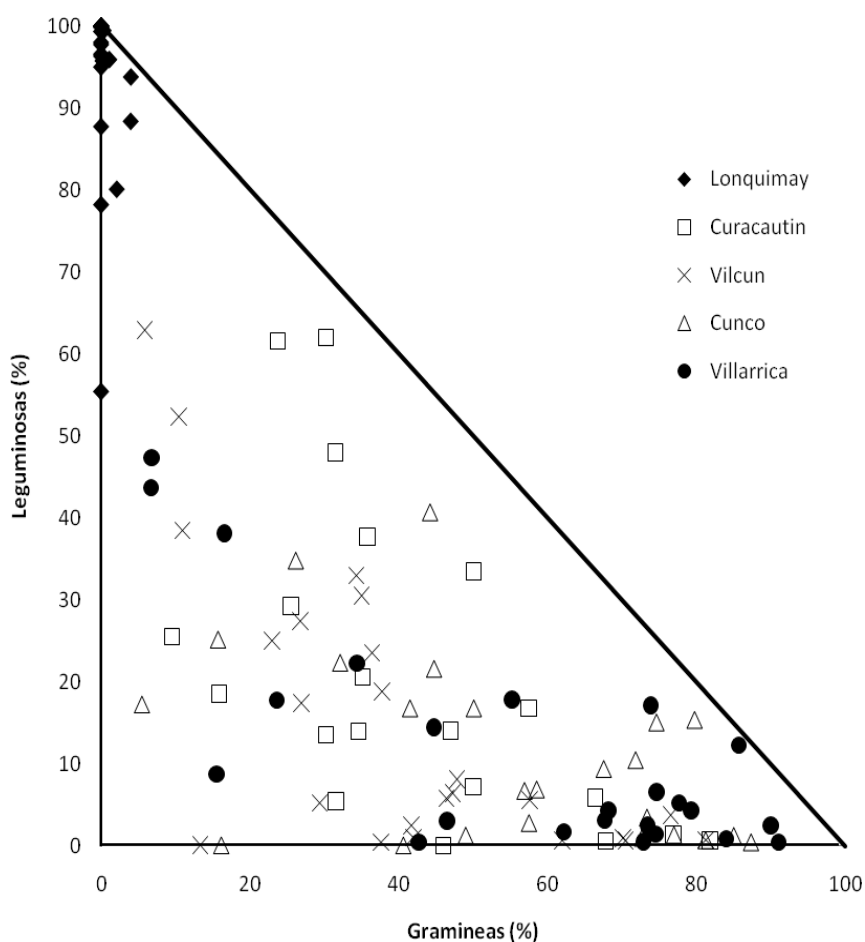


Figure 30. Compositions botanique des prairies semées, identifiées par commune.

La figure 30 permet de comparer les compositions botaniques des différentes communes. Le cas de Lonquimay a déjà été évoqué. Entre les communes de la précordillère, on ne note pas de différence nette dans la répartition des points : toutes

présentent des prairies où la composition est équilibrée, des prairies où dominent les graminées et des prairies où les légumineuses ou les autres espèces sont majoritaires. Ceci suggère que le facteur de variabilité qui domine est plutôt lié à l'âge de la prairie qu'aux conditions de sol.

3.2.3. Évolution de la composition botanique au fil du temps.

Pour analyser cette évolution, nous avons, toujours avec le même principe de schéma triangulaire, représenté les points en distinguant les prairies selon leur âge.

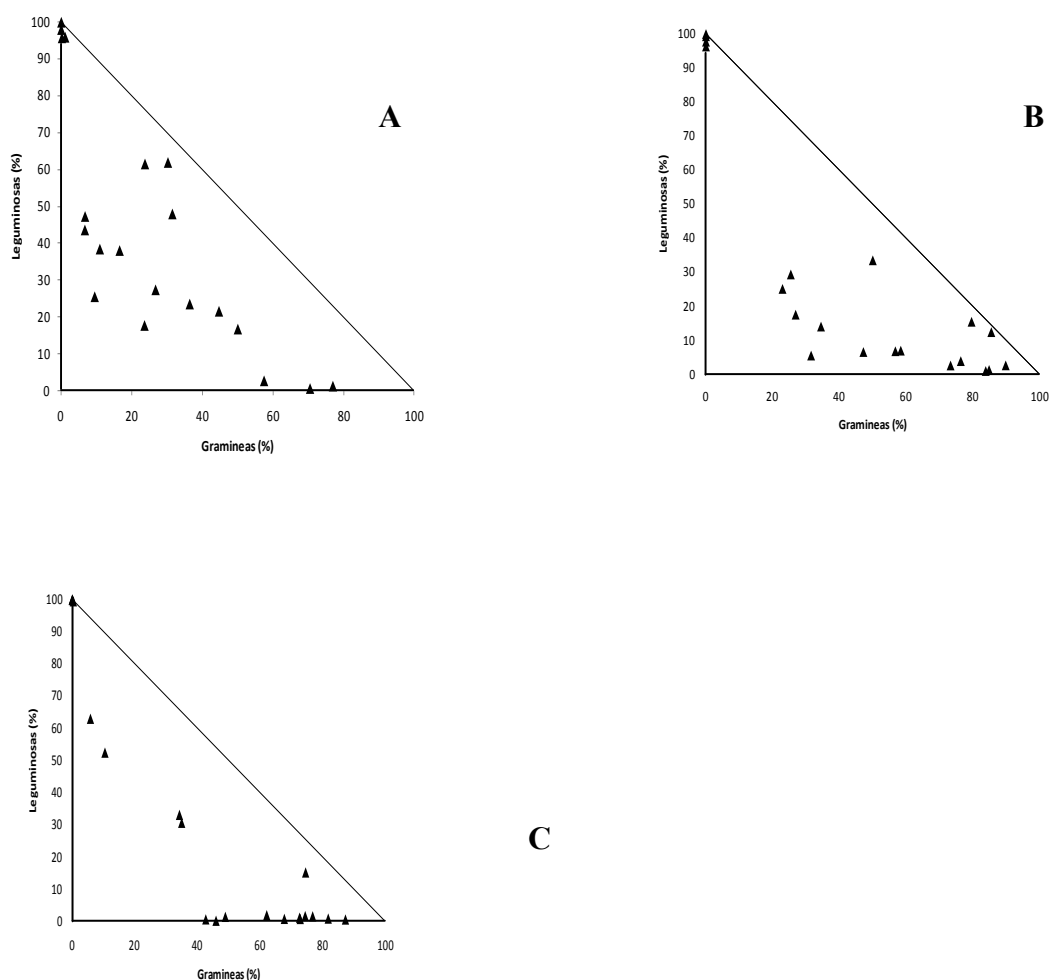


Figure 31. Composition botanique des prairies implantées en 2006 observées en 2007 (A), des prairies implantées en 2004 observées en 2007 (B) et des prairies implantées en 2004 observées en 2008 (C).

Dans les trois schémas, le groupe de points situé près du sommet correspond aux luzernes de Lonquimay. Si l'on considère les autres points, on constate que le graphe des prairies jeunes (Figure 31-A) comprend pour l'essentiel des situations où la composition est équilibrée entre légumineuses et graminées. Cela correspond à l'objectif du programme de mettre en place des prairies mixtes, même si, dans trois cas, les légumineuses n'ont pas réussi à s'installer, probablement en raison de problèmes lors du semis. Lorsque l'on considère les prairies un peu plus âgées (Figure 31-B), on constate que la proportion de légumineuses s'accroît (le nuage de points se déplace vers le coin inférieur droit du triangle). La proportion de situations sans légumineuse augmente. Cette tendance s'accroît chez les prairies les plus âgées.

Dans les conditions du sud du Chili, les légumineuses sont très peu compétitives face aux graminées (Smith et al., 1992). Les sols acides, la toxicité aluminique et les attaques d'*H. obscurus* sont très néfastes à la survie du Trèfle violet. Seules les espèces locales de légumineuses peuvent survivre dans ces conditions.

A Lonquimay seulement, la culture de luzerne se maintient dans le temps. Outre les conditions de sol plus favorables aux légumineuses dans cette région (pH plus élevé, absence du ravageur *H. obscurus*), on peut avancer que la luzerne, de par ses propriétés allélopathiques, est très compétitives face aux autres espèces (Chon et al. (2002).

CONCLUSION GENERALE

Cette étude présente les limites inhérentes à une approche en parcelles d'agriculteurs, dans les conditions habituelles de la pratique agricole du Sud du Chili.

Ainsi, la variabilité importante des données résulte du fait qu'un nombre important de facteurs agissant sur le sol ou sur la prairie ne sont pas contrôlés comme ils pourraient l'être en station expérimentale (avec par exemple la possibilité d'irriguer les cultures et un contrôle strict des ravageurs et maladies). Ainsi, les conditions climatiques ont fortement influencé la croissance de l'herbe, particulièrement en 2008, dans la précordillère du fait d'une sécheresse importante et d'attaques fréquentes d'*H. Obscurus*. Ceci étant, ces conditions ont permis de mettre en évidence la fragilité des prairies mixtes que le programme de récupération des sols met en place vis-à-vis du climat et de ce ravageur. Elle a également permis d'explorer une gamme de type de sol assez large ce qui a permis de mettre en évidence l'existence d'une variabilité importante de comportement entre les différents andosols de la précordillère.

Malgré ces limites, l'analyse des données recueillies sur les sols a montré qu'elles étaient cohérentes avec les connaissances actuelles sur les caractéristiques et le fonctionnement des andosols du Sud du Chili. Ces andosols, développées à partir de divers matériaux pyroclastiques dans un climat tempéré assez froid et marqué par une pluviosité importante, ont une fraction argileuse amorphe, sont acides, présentent des teneurs en Aluminium échangeable et extractibles élevées et un taux important de

Matière Organique. Ils ont surtout un très fort pouvoir fixateur vis-à-vis du Phosphore. Ces caractéristiques, qu'une mise en valeur caractérisée par des pratiques culturales peu pertinentes (peu d'apport de MO, utilisation d'urée aggravant l'acidité, peu ou pas d'apport d'amendements organiques et calcaires, surpâturage,...) se sont progressivement aggravées depuis la mise en culture des ces régions du sud du Chili. Cet état de fait justifie la mise en œuvre du programme de restauration, ayant pour objectif de renverser cette tendance à l'acidification grâce au chaulage, à la mise en place de prairies mixtes et à la fertilisation phosphorique. Ce programme est basé sur une série d'hypothèses que nous avons présentées à la Figure 3 de ce document, schéma qui n'est, dans l'ensemble, pas remis en cause après l'analyse globale de nos données, présentées dans le chapitre 2 de ce travail. Même si la variabilité des mesures est importante, nous retrouvons les relations mentionnées dans la littérature entre le pH et l'Aluminium (échangeable et extractible, dont les teneurs croissent avec l'acidité), le pH et la teneur en Matière organique, qui confirme le lien entre l'accroissement du taux de minéralisation et celui du pH. Les effets de l'aluminium sur la disponibilité du phosphore sont moins nets mais on constate bien l'existence de seuils conformes à ceux de la littérature : au-delà de 600 mg.kg^{-1} , les valeurs de P-Olsen restent faibles. Les effets du pH sur la disponibilité du phosphore sont moins nets, mais il existe tout de même une tendance à l'augmentation de la teneur en P-Olsen avec celle du pH.

L'analyse des effets du programme SISRD sur les caractéristiques des sols de la précordillère et de la cordillère de la région de L'Araucanie fait apparaître un résultat

extrêmement contrasté. L'effet le plus net s'observe à Lonquimay dans la cordillère. Partant d'un état initial du sol plus favorable (pH plus élevé, teneur en P disponible plus importante et moindre toxicité aluminique que dans la précordillère) le programme a entraîné un accroissement du pH et une augmentation sensible (quoique peu durable) de la teneur en P-Olsen. Il faut cependant noter une diminution du stock de matière organique dans ces sols. C'est un effet non prévu du programme. A l'opposé, le programme n'a pas réussi à créer les conditions d'un accroissement du pH dans les communes de la précordillère. Par conséquent, les effets sur la toxicité aluminique sont très faibles. L'apport d'amendement et d'engrais a cependant un peu relevé le niveau de phosphore disponible dans quelques communes, mais de manière très insuffisante et, dans la plupart des cas, la teneur en P-Olsen reste en dessous du seuil de 12 mg.Kg^{-1} , objectif du programme. De plus, nos résultats suggèrent que ces effets s'atténuent avec le temps. Enfin, on observe dans plusieurs communes une baisse de la teneur en MO du sol. Plusieurs raisons peuvent être avancées pour expliquer ces résultats :

1. Le travail du sol réalisé pour l'installation des prairies, l'augmentation du pH (à Lonquimay) et l'augmentation des exportations et de la récolte de foin ont entraîné un accroissement de la vitesse de minéralisation de la MO et un déséquilibre du bilan humique dans un certain nombre de situations, ce qui a fait chuter la teneur en MO des sols.
2. L'exploitation des prairies a entraîné une exportation d'éléments minéraux qui n'a pas été compensée par une fertilisation d'entretien en Phosphore

suffisante. En effet l'apport initial au moment de l'installation de la prairie n'as pas été suivi par d'autres apports les années suivantes.

3. Le pH du sol est resté stable car l'application initiale de CaCO_3 a été insuffisante et, surtout, n'a pas été suivie d'apports ultérieurs d'entretien permettant d'agir efficacement sur le pH. De plus, les agriculteurs ont continué à utiliser de l'urée, moins chère, mais qui acidifie les sols et contrarie l'effet de l'amendement calcaire.

Par conséquent, à part à Lonquimay où l'amélioration de la productivité fourragère est spectaculaire, les effets du programme sur le rendement des prairies sont très limités. Si, en 2007, nous avons observé un accroissement de la productivité sur une moitié des situations dans la précordillère, en 2008 par contre, année de forte sécheresse, les rendements des prairies mixtes sont du même ordre de grandeur que ceux des témoins : cela suggère que les prairies "natives" sont plus résistantes à la sécheresse et aux attaques d'*H. Obscurus* que les prairies "améliorées"; les prairies des témoins, bien que produisant peu, semblent mieux adaptées aux conditions de sol et de climat de la Précordillère andine. Enfin, notre analyse montre que dans les prairies installées dans le cadre du programme, l'équilibre entre graminées et légumineuses n'est pas durable. L'acidité du sol, la fertilisation azotée, les ravages causés par *H. Obscurus* sont extrêmement pénalisants pour le trèfle violet.

Cette analyse conduit à formuler plusieurs propositions pour améliorer l'efficacité du programme.

1. Reconsidérer les quantités de CaCO₃ apportées initialement et, surtout, répéter les apports régulièrement (tous les 3-4 ans) de manière à rendre plus durable les effets sur le pH et, surtout, à contrer le lessivage des bases, risque important dans cette région soumise à une pluviométrie très importante.
2. Evaluer, une fois le système de culture mis en place, les termes du bilan humique (apports, pertes) pour mettre en place une politique d'entretien du stock organique des sols, qui garantisse un équilibre sur le long terme. Le déstockage du carbone des sols que nous avons observé pose problème par sa contribution à l'effet de serre.
3. De même, comme pour les amendements calcaires, les apports d'engrais phosphorique doivent s'inscrire dans une politique globale de fertilisation de redressement, basée sur le calcul d'un bilan des éléments minéraux qui tienne compte de l'accroissement des exportations et soient, surtout, répétées au fil du temps. Cette politique de fertilisation doit également intégrer le recyclage du Phosphore, via l'apport d'effluents d'élevage. Cet aspect est essentiel pour pouvoir maintenir une proportion suffisante de légumineuses dans les prairies.
4. Le programme doit également porter sur les pratiques de gestion de la prairie mixte. Par exemple, il importe de diffuser des règles de fertilisation azotée de la prairie, basées sur le calcul d'un bilan, et d'éviter l'emploi de

l'urée, acidifiante, de limiter le chargement pour éviter le surpâturage. Cet aspect est déterminant pour le maintien sur plusieurs années de l'équilibre entre les graminées et les légumineuses dans la prairie.

5. Pour augmenter la production fourragère, nous suggérons d'envisager de travailler à l'accroissement de la productivité des prairies naturelles des trumaos, plutôt que de chercher à mettre en place des prairies mixtes avec les plantes productives mais exogènes, au moins dans les situations de la précordillère où les conditions sont les plus pénalisantes (à Vilcùn par exemple). Cela suppose de mettre en place un programme de recherche développement qui permettrait de mieux connaître le comportement des espèces natives, leur qualité pour l'alimentation des animaux et de tester des modes de conduite de la prairie permettant d'augmenter leur rendement.

En 2010, la loi N° 20.412 a établi, pour 12 ans, un nouveau programme baptisé « système d'incitation pour la durabilité agro environnementale des sols agricoles » qui remplace le programme SISRD et s'appelle désormais le SIRSD durable. Son objectif est d'améliorer le potentiel de production des sols agricoles dégradés et de préserver les améliorations acquises dans l'ancien programme, tout en étendant le champ des préoccupations à la durabilité de l'agriculture. Il s'adresse en priorité aux petits producteurs. Cette nouvelle loi prévoit en particulier qu'un pourcentage significatif des fonds soit consacré au maintien, sur le long terme, des pratiques améliorant la fertilité, comprenant, en plus des apports de P et de CaCO₃, la fertilisation potassique ou les

apports de soufre. De plus, l'objectif de seuil à atteindre pour le niveau de P-Olsen est remonté de 12 à 20 mg.kg⁻¹. Enfin, ces nouvelles mesures élargissent le champ d'application et prévoient, comme nous l'avons suggéré, de soutenir les pratiques d'entretien organique des sols ou la limitation du chargement animal. En revanche, elles ne concernent pas la valorisation de la biodiversité des prairies naturelles du Sud du Chili.

BIBLIOGRAPHIE

- Adetunji, M.T., and F.O. Bamiro. 1994. Effect of lime on soil properties, N nutrition uptake of maize in some Nigerian soils. *African Crop Science Society* 2(2): 183-187.
- Aerts, R., and S. Chapin. 2000. The mineral nutrition of wild plants revisited: a re-evaluation of processes and patterns. *Advances in Ecological Research* 30:2-67.
- Afif, E., A. Matar, and J. Torrent. 1993. Availability of phosphate applied to calcareous soils of West Asia and North Africa. *Soil Science Society of American Journal* 57:756-760.
- Aguilera, A., E. Cisternas, M. Gerding, and H. Norambuena. 1996. Plagas de las praderas. p. 310-339. In Ruíz, I. (Ed.). *Praderas para Chile*. 2^{da} edición. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile.
- Alamos, P., H. Behrens, E. Acevedo, A. Lopes, y T. Palma. 1967. Relaciones suelo-fósforo en suelos derivados de cenizas volcánicas. *Agricultura Técnica (Chile)* 27(13):121-129.
- Anderson, G. 1975. Other organic phosphorus compounds. p. 305-333. In Gieseking, K. (Ed.). *Soil components, organic components*. Springer Verlag. N.Y.
- Apey, A., y A. Barril. 2006. Pequeña agricultura en Chile. Rasgos socioproductivos, institucionalidad y clasificación territorial para la innovación. 141 p. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA), Instituto de Desarrollo Agropecuario (INDAP),

Movimiento Unitario de Campesinos y Etnias de Chile (MUCECH). Santiago, Chile.

Araos, J. 1992. Problemas de acidez y Al en los suelos. *Chile Agrícola* 16 (177): 157-159.

Aulakh, S., and S. Pasricha. 1991. Transformations of residual fertilizer P in a semi-arid tropical soil under eight-year peanut-wheat rotation. *Fertilizer Research* 29(2):145-152.

Aulakh, S., S. Kabba, S. Baddesha, S. Bahl, and S. Gill. 2003. Crop yield and phosphorus fertilizer transformations after 25 years of applications to a subtropical soil under groundnut-based cropping systems. *Field Crop Research* 83:283-296.

Aydin, I., and F. Uzun. 2004. Nitrogen and phosphorus fertilization of rangelands affects yield, forage quality and the botanical composition. *European Journal of Agronomy* 23:8-14.

Bailey, J. 2000. Influence of sward botanical composition on performance of cool temperate grassland under contrasting nitrogen fertilization regimes. *Soil Science and Plant Analysis* 31(17-18):2855-2864.

Bailey, J., J. Beattie, and D. Kilpatrick. 1997. The diagnosis and recommendation system (DRIS) for diagnosing the nutrient status of grassland swards: I Model establishment. *Plant and Soil* 197(1):127-135.

Bakker, J.P. 1989. Nature Management by grazing and cutting. On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands. 400 p. Kluwer Academic Publisher. Dordrecht, NL.

- Barrow, N. 1980. Evaluation and utilization of residual phosphorus in soils. p. 333-355. In Khasawneh, F., E. Sample, and E. Kamprath (Eds.). The role of phosphorus in agriculture. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI, USA.
- Barrow, N., and T. Shaw. 1976. Sodium bicarbonate as an extractant for soil phosphate. II. Effect of varying the conditions of extraction on the amount of phosphate initially displaced and on the secondary adsorption. *Geoderma* 16:109-123.
- Batten, G. 1992. A review of phosphorus deficiency in wheat. *Plant Soil* 146:163-168.
- Berardo, A. 1996. La fertilización fosfatada y nitrogenada de las pasturas y sus efectos en distintos sistemas de producción. p. 173-182. In Tercer Seminario de Actualización Técnica, Fertilización de cultivos extensivos y forrajeras. CPIA y SRA. Buenos Aires.
- Bernier, R. 1999. Curso de capacitación para operadores del Programa de Recuperación de Suelos Degradados INDAP, décima Región. 119 p. Serie Actas Instituto de Investigaciones Agropecuarias N° 2. Osorno, Chile.
- Bernier, R., y M. Alfaro. 2006. Acidez de los suelos y efectos del encalado. 46 p. Instituto de Investigación Agropecuaria (INIA). Boletín INIA N° 151. Osorno, Chile.
- Bernier, R., P. Undurraga, y G. Meneses. 2007. Evaluación de la capacidad tampón de fósforo de un suelo volcánico serie Osorno, del Sur de Chile. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 36 p. 1-8.

- Besoain, E. 1999. Los suelos volcánicos y la fertilización fosfatada. p. 13-21. *In* Besoain, E., W. Rojas, y A. Montenegro (Eds.). Las rocas fosfóricas y sus propiedades de uso agrícola en Chile. Colección de libros INIA. Santiago, Chile.
- Blake, L., S. Mersick, M. Koerschens, S. Moshal, P. Poulton, K. Goulding, A. Weigel, and D. Powlson. 2000. Phosphorus content in soil uptake by plants and balance three European long-term field experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystem* 56:263-275.
- Bohn, H., B. Mc Neal, and G. O'Connor. 1979. Soil chemistry. 329 p. John Wiley & Sons. USA.
- Bolan, N., L. Currie, and S. Baskaran. 1996. Assessment of the influence of phosphate fertilizers on the microbial activity of pasture soils. *Biology and Fertility of Soils* 21:284-292.
- Bolland, M. 1992. The effect of water supply on the response of subterranean clover, annual medic and wheat to superphosphate applications. *Fertilizer Research* 33:161-175.
- Bonomelli, C., C. Bonilla, y A. Valenzuela. 2003a. Efecto de la fertilización fosforada sobre el contenido de cadmio en cuatro suelos de Chile. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 38(10): 1179-1186.
- Bonomelli, C., C. Henriquez, L. Giral, y P. Bescansa. 2003b. Disponibilidad de fósforo en un Andisol, con distintas fuentes y dosis de fósforo, en condiciones controladas. *Revista Latinoamericana en Ciencias de la Agricultura y Ambientales* 30(3):147-231.

- Borie, F., and R. Rubio. 1999. Effects of arbuscular mycorrhizae and liming on growth and mineral acquisition on aluminum-tolerant and aluminum-sensitive barley cultivars. *Journal of Plant Nutrition* 22:121-137.
- Brady, N., and R. Weil. 1999. The nature and properties of soils. 12th ed. 881 p. Prentice Hall. New Jersey, EE.UU.
- Braschi, I., C. Ciavatta, C. Giovannini, and C. Gessa. 2003. Combined effect of water and organic matter on phosphorus availability in calcareous soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystem* 67:67-78.
- Broquen, P., J. Lobartini, F. Candan, and G. Falbo. 2005. Allophane, aluminum, and organic matter accumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. *Geoderma* 129(3-4):167-177.
- Caires E.F., G. Barth, and F. Garbuio. 2006. Lime application in the establishment of a no-till system for grain crop production in Southern Brazil. *Soil & Tillage Research* 89: 3-12.
- Calvet, R. 2003. Le sol: propriétés et fonctions. Tome 2: Phénomènes physiques et chimiques. Applications agronomiques et environnementales. 512 p. Editions France Agricole-Dunod. Paris, France.
- Cameron, R.S., G.S. Ritchie, and A. Robson. 1986. Relative toxicities of inorganic aluminum complexes to barley. *Soil Science Society of American Journal* 50: 1231-1236.
- Campbell, C., M. Schnitzer, J. Stewart, V. Biederbeck, and F. Seeles. 1986. Effect of manure and P fertilizer on properties of a Black Chernozem in southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 66:601-613.

- Campillo, R. 1995. Encalado de alfalfa en suelos trumaos del Sur de Chile. 16 p. Boletín Técnico N° 223. Centro Regional de Investigación Remehue. Osorno, Chile.
- Campillo, R. 1988. Respuesta al carbonato de calcio y la fertilización fosfatada, de la mezcla de ballica perenne y trébol blanco, en un Andisol. Efecto en producción y evolución botánica. *Agricultura Técnica* 48(4):312-319.
- Catrileo, A. 2005. Producción y manejo de carne bovina en Chile. 650 p. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Temuco, Chile.
- Cayley, J., and M. Hannah. 1995. Response to phosphorus fertilizer compared under grazing and mowing. *Australian Journal of Agricultural Research* 46:1601-1619.
- Chang, Y.C., Y. Yamamoto, and H. Matsumoto. 1999. Accumulation of aluminium in the cell wall pectin in cultured tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) cells treated with a combination of aluminium and iron. *Plant, Cell & Environment* 22:1009-1017.
- Chien, S.H., and R.G. Menon. 1995. Factors affecting the agronomic effectiveness of phosphate rock for direct application. *Fertilizer Research* 41: 227-234.
- Chon, S., S. Choi, S. Jung, H.G. Jang, B.S. Pyo, and S.M. Kim. 2002. Effects of alfalfa leaf extracts and phenolic allelochemicals on early seedling growth and root morphology of alfalfa and barnyard grass. *Crop Protection* 21: 1077-1082.
- Cifu, M., L. Xiaonan, C. Zhihong, H. Zhengyi, and M. Wanzhu. 2004. Long-term effects of lime application on soil acidity and crop yields on a red soil in Central Zhejiang. *Plant and Soil* 265: 101-109.
- Coulter, B. 2004. Nutrient and trace element advice for grassland, tillage, vegetable and fruit Crops. 2nd ed. 95 p. Teagasc. Ballsbridge, Dublin.

- De la Fuente, J., and L. Herrera. 1999. Advances in the understanding of aluminum toxicity and the development of aluminum-tolerant transgenic plants. *Advanced in Agronomy* 66:103-120.
- Delhaize, E., and P. Ryan. 1995. Aluminum toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiology* 107(2): 315-321.
- Demagnet, R., y R. Contreras. 1988. Praderas naturalizadas en la precordillera. *Investigación y Progreso Agropecuario* 7(3): 20-22.
- Devau, N., E. Le Cadre, P. Hinsinger, B. Jaillard, and F. Gérard. 2009. Soil pH controls the environmental availability of phosphorus: experimental and mechanistic modelling approaches. *Applied Geochemistry* 24: 2163-2174.
- Dixon, J. B., and S. Weed. 1977. Minerals in soil environments. 948 p. Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, USA.
- Dodd, J., and A. Mallarino. 2005. Soil-test phosphorus and crop grain yield responses to long-term phosphorus fertilisation for corn-soybean rotations. *Soil Science Society of American Journal* 69: 1118-1128.
- Domínguez, A. 1997. Tratado de fertilización. 613 p. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Dong, B., W.L. Sang, X. Jiang, J.M. Zhou, F.X. Kong, W. HU, and L. Wang. 2002. Effects of aluminum on physiological metabolism and antioxidant system of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere* 47(1): 87-92.
- Duru, M., and H. Ducrocq. 1997. A nitrogen and phosphorus herbage nutrient index as a tool for assessing the effect of N and P supply on the dry matter yield of permanent pasture. *Nutrient Cycling in Agrosystems* 47:59-69.

- Duru, M., and L. Théliér-Huché. 1997. N and P-K status of herbage: use for diagnosis of grasslands. *Colloque INRA* 32:125-138.
- Eichler-Lobermann, B., S. Kohne, and D. Koppen. 2007. Effect of organic, inorganic and combined organic and inorganic P fertilization on plant P uptake and soil P pools. *Journal Plant Nutrient Soil Science* 170:623-628.
- Ellmer, F., H. Peschke, W. Köhn, F. Chmielewski, and M. Baumecker. 2000. Tillage and fertilizing on sandy soils. Review and selected results of long term experiments at Humboldt-University Berlin. *Journal Plant Nutrient Soil Science* 163:267-272.
- Enríquez, Q. F. J., Meléndez, N. F. y Bolaños, A. E. D. 1999. Tecnología para la producción y manejo de forrajes tropicales en México. 261 p. INIFAP. Libro Técnico No. 7.
- Espinoza, J. 2004. Fijación de fósforo en suelos derivados de cenizas volcánicas. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur* N° 55 p. 5-8.
- Farhoodi, A., and D. Coventry. 2008. Field crop responses to lime in the mid-north region of South Australia. *Field Crops Research* 108: 45-53.
- Fleming, G.A., and W. Murphy. 1968. The uptake of some major and trace elements by grasses as affected by season and stage of maturity. *Journal of the British Grassland Society* 23:174-185.
- Fuentes, J.L. 2002. Manual práctico sobre utilización de suelo y fertilizantes. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Fuentes, J.P., D.F. Bezdicsek, M. Flury, S. Albrecht, and J.L. Smith. 2006. Microbial activity affected by lime in a long-term no-till soil. *Soil & Tillage Research* 88: 123-131.

- Fuentes, P., G. Jerez, y D. Pinochet. 2005. Efecto de enmiendas calcáreas sobre la eficacia de metsulfuron-metil en el control de malezas en trigo. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 5(1):1-7.
- Gallardo, F., F. Borie, M. Alvear, and E. Von Baer. 1999. Evaluation of aluminium tolerance of three cultivars by two short-term screening methods and field experiments. *Soil Science & Plant Nutrition* 45(3): 713-719.
- Gallardo, F., M. Pino, y F. Borie. 2004. Tolerancia a aluminio y eficiencia en la absorción de fósforo de cultivares de trigo (*Triticum aestivum* L.). *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 4(1):41-53.
- Gastó, J., D. Panario, y F. Cosio. 1993. Sistema de caracterización de ecorregiones y determinación de sitio y condición. 254 p. Red de Pastizales Andinos. Santiago, Chile.
- Gerke, J., and U. Meyer. 1995. Phosphate acquisition by red clover and black mustard on a humic podsol. *Journal Plant Nutrient* 18:2409-2429.
- Gillen, R., and W. Berg. 1998. Nitrogen fertilization of a native grass planting in western Oklahoma. *Journal of Range Management* 51:436-441.
- Goodwin, M., R. Parkinson, E. Williams, and J. Tallowin. 1998. Soil phosphorus extractability and uptake in a *Cirsio-Molinietum* fen-meadow and an adjacent *Holcus lanatus* pasture on the culm measures, North Devon, UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 70:169-179.
- Gough, M., and R. Marrs. 1990. Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex, England. *Biology Conservation* 52:135-146.

- Gueguen, L., M. Lamand, and F. Meschy. 1989. Mineral requirements. p. 49-59. *In* Jarrige, R. (Ed.) Ruminant Nutrition Recommended Allowances and Feed Tables. INRA, Paris.
- Habib, L., S. Haifa, and J. Ryan. 1994. Phosphorus solubility changes with time in an agronomically amended soil in a Mediterranean environment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31:3281-3290.
- Halvorson, A., and A. Black. 1985. Long-term dryland crop responses to residual phosphorus fertilizers. *Soil Science Society of American Journal* 49:928-933.
- Havlin, J., J. Beaton, S. Tisdale, and W. Nelson. 1999. Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management. 6th ed. 499 p. Prentice Hall. Upper Saddle River, N.J.
- Helyar, K. 1998. Efficiency of nutrient utilization and sustaining soil fertility with particular reference to phosphorus. *Fields Crops Research* 56:187-195.
- Helyar, K., and D. Godden. 1976. Soil phosphate as a capital asset. p. 23-30. *In* Blair, G.J. (Ed.). The efficiency of phosphorus utilization. Reviews in Rural Science 3. University of New England, Armidale, NSW.
- Helyar, K., and W. Porter. 1989. Soil acidification, its measurement and the processes involved. p. 61-102. *In* Robson, A. (Ed.). Soil acidity and plant growth. Academic Press. Sydney, Australia.
- Helyar, K., P. Cregan, and D. Godyn. 1990. Soil acidity in New South Wales-current pH values and estimates of acidification rates. *Australian Journal Soil Research* 28:523-537.

- Holford, I., J. Morgan, J. Bradley, and B. Cullis. 1985. Yield responsiveness and response curvature as essential criteria for the evaluation and calibration of soil phosphate tests for wheat. *Australian Journal of Agricultural Research* 23:167-180.
- Hooker, M., G. Peterson, D. Sander, and L. Daigger. 1980. Phosphate fractions in calcareous soils as altered by time and amounts of added phosphate. *Soil Science Society of American Journal* 44:269-277.
- Horst, W.J., N. Schmohl, M. Kollmeier, F. Baluska, and M. Sivaguru. 1999. Does aluminium inhibit root growth of maize through interaction with the cell wallplasma membranecyotos-keleton continuum. *Plant Soil* 215(2): 163-174.
- INE. 2007. VII Censo Nacional Agropecuario y Forestal. Disponible en <http://www.censoagropecuario.cl/>. Leído el 29 de julio de 2010.
- Inoue, K. 1986. Chemical properties. p. 69-98. In Wada, K. (Ed.). Ando soils in Japan. Kyushu University Press. Tokyo, Japan.
- Iramuremye , F., and P. Dick. 1996. Organic amendments and phosphorus sorption by soils. *Advances in Agronomy* 56:139-185.
- IREN-UACH. 1978. Estudio de suelos de la provincia de Valdivia. 178 p. Instituto de Recursos Naturales, CORFO. Santiago, Chile.
- Jouany, C., P. Cruz, P. Petibon, and M. Duru. 2004. Diagnosing phosphorus status of natural grassland in the presence of white clover. *European Journal Agronomy* 21:273-285.
- Kalmbacher, R., and F. Martin. 1996. Shifts in botanical composition of flatwoods range following fertilization. *Journal Range Management* 49:530-534.

- Kamprath, E. 1967. Residual effect of large application of phosphorus on high phosphorus-fixing soils. *Agronomy Journal* 59:25-27.
- Karaivazolou, N.A., N.C. Tsotsolis, and C.D. Tsadilas. 2006. Influence of liming and form of nitrogen fertilizer on nutrient uptake, growth, yield, and quality of Virginia (flue-cured) tobacco. *Field Crops Research* 100: 52-60.
- Katepa-Mupondwa, F., A. Singh, S. R. Jr. Smith, and W. P. McCaughey. 2002. Grazing tolerance of alfalfa (*Medicago* spp.) under continuous and rotational stocking systems in pure stands and in mixture with meadow bromegrass (*Bromus riparius* Rehm. syn. *B. biebersteinii* Roem & Schult). *Canadian Journal of Plant Science* 82: 337-347.
- Kollmeier, M., H.H. Felle, and W.J. Horst. 2000. Genotypical differences in aluminum resistance of maize are expressed in the distal part of the transition zone. Is reduce basi-petalauxin flow involved in inhibition of root elongation by aluminum?. *Plant Physiology* 122(3): 945-956.
- Kurz, I., C. Coxon, and H. Tunney. 2005. Effects of grassland management practices and environmental conditions on nutrient concentrations in overland flow. *Journal Hydrology* 304:35-50.
- Larsen, P., C. Tai, L. Kochian, and S. Howell. 1996. Arabidopsis mutans with increased sensitivity to aluminium. *Plant Physiology* 110:743-751.
- Lee, D., X. Han, and C. Jordan. 1990. Soil phosphorus fractions, aluminium and water retention as affected by microbial activity in an Ultisol. *Plant Soil* 121(1):125-136.

- Lee, H., and I. Lee. 2000. Effect of N fertilizer levels on the dry matter yield, quality and botanical composition in eight-species mixtures. *Korean Journal of Animal Science* 42:727-734.
- Lemaire, G., F. Gastal, and J. Salette. 1989. Analysis of the effect of N nutrition on dry matter yield of a sward by reference to potential yield and optimum N content. p. 179-180. *In Proceedings of the XVI International Grassland Congress*. Nice, France.
- Levonmäki, M., and H. Hartikainen. 2007. Efficiency of liming in controlling the mobility of lead in shooting range soils as assessed by different experimental approaches. *Science of the Total Environment* 388: 1-7.
- Lungu, O. 1993. Effects of lime and farmyard manure on soil acidity & maize growth on an acid alfisol from Zambia. *Tropical Agriculture* 70 (4): 309-314.
- Mackay, A., S. Saggar, S. Trollove, and M. Lambert. 1995. Use of an unsorted pasture sample in herbage testing for sulphur, phosphorus and nitrogen. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 38:483-493.
- Maguire, R.O., W.M. Chardon, and R.R. Simard. 2005. Assessing potential environmental impacts of soil phosphorus by soil testing. p. 145-180. *In Sims, J.T., and A.N. Sharpley (Eds.). Phosphorus: agriculture and the environment*. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Marienfeld, S., N. Schmohl, M. Klein, W. Schröder, A. Kuhn, and W. Horst. 2000. Localisation of aluminium in root tips of *Zea mays* and *Vicia faba*. *Journal of Plant Physiology* 156: 666-671.

- Marrs, R., M. Gough, and M. Griffiths. 1991. Soil chemistry and leaching losses of nutrients from semi-natural grassland and arable soils on three contrasting parent materials. *Biology Conservation* 57:257-270.
- Marschner, H. 1991. Mechanisms of adaptation of plants to acid soil. *Plant and Soil* 134: 1-20.
- Marschner, H. 1995. The mineral nutrition of higher plants. 889 p. Academic Press, London.
- Martínez-Estéves, M, Ku-González, A, J. Muñoz, V. Loyola-Vargas, D. Pérez-Brito, R. Tapia-Rusell, J. Escamilla-Bencomo, and S. Hernández. 2003. Changes in some characteristics between the wild and Al-tolerant coffee (*Coffea arabica* L.) cell line. *Journal of Inorganic Biochemistry* 97: 69-78.
- McKenzie, R., J. Steward, J. Dormaar, and G. Schaalje. 1992. Long-term crop rotation and fertilizer effects on phosphorus transformations. II. In a Luvisolic soil. *Canadian Journal of Soil Science* 72:581-589.
- McLean E., M. Heddleson, R. Bartlett, and N. Holowaychuk. 1958. Aluminum in soils: I. Extraction methods and magnitudes in Clays and Ohio. *Soil Science Society of American Journal* 22:382-387.
- Mella, A., y A. Kühne. 1985. Sistemática y descripción de las familias, asociaciones y series de los suelos derivados de materiales piroclásticos de la zona Central-Sur de Chile. p. 548-716. *In* Tosso, J. (Ed.). Suelos volcánicos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile.
- Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. 1994. Fertilizer recommendations for agricultural and horticultural crops. 112 p. HMSO, London.

- Mohanty, S., N.K. Paikaray, and A.R. Rajan. 2006. Availability and uptake of phosphorus from organic manures in groundnut (*Arachis hypogea* L.) - corn (*Zea mays* L.) sequence using radio tracer technique. *Geoderma* 133: 225-230.
- Molina E., y A. Rojas. 2006. Efecto del encalado en el cultivo de Naranja Valencia en la zona norte de Costa Rica. *Agronomía Costarricense* 29(3): 81-95.
- Mollier, A., P. Willigen, M. Heinen, C. Morel, A. Schneider, and S. Pellerin. 2008. A two-dimensional simulation model of phosphorus uptake including crop growth and P-response. *Ecological Modelling* 210: 453-464.
- Mora, M., C. Venegas, y W. Lobos. 1993. Dolomitas una nueva alternativa para suelos ácidos. *Frontera Agrícola* 1:54-62.
- Mora, M., M. Alfaro, P. Williams, W. Stehr, and R. Demanet. 2004. Effect of fertilizer input on soil acidification in relation to growth and chemical composition of a pasture, and animal production. *Revista de las Ciencias del Suelo y Nutrición Vegetal* 4(1):29-40.
- Mora, M.L., F. Gallardo, F. Borie, y R. Demanet. 2000. Algunos avances en la relación suelo-planta en suelos ácidos de Chile. *Boletín de la Sociedad Chilena del Suelo* Boletín 14: 163-168.
- Morton, J., L. Smith, and A. Metherell. 1999. Pasture yield responses to phosphorus, sulphur, and potassium applications on North Otago soils, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 42:133-146.
- Mossor-Pietaszewska, T., M. Kwit, and M. Legiewicz. 1997. The influence of aluminium ions on activity changes of some dehydrogenases and aminotransferases in yellow lupine. *Biology Bulletin Poznan* 34: 47-48.

- Nanzyo, M., R. Dahlgren, and S. Shoji. 1993. Chemical characteristics of volcanic ash soils. p. 145-187. *In* Shoji, S., M. Nanzyo, and R.A. Dahlgren (Eds.). Volcanic ash soils. genesis, properties and utilization. Development Soil Science, vol. 21. Elsevier, Amsterdam.
- Navarro-Blaya, S., y G. Navarro-García. 2003. Química agrícola, el suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. Mundi-Prensa. Madrid, España.
- Nieuwenhuys, A., P. Verburg, and A. Jongmans. 2000. Mineralogy of a soil chronosequence on andesitic lava in humid tropical Costa Rica. *Geoderma* 98:61-82.
- Nizeyimana, E., T. Bicki, and P. Agbu. 1997. An assessment of colloidal constituents and clay mineralogy of soils derived from volcanic materials along a toposequence in Rwanda. *Soil Science* 162:361-371.
- Oenema, O., and G. Velthof. 2000. Developing nutrient management strategies at national and regional levels in the Netherlands. p. 36-55. *In* Sapek, A. (Ed.). Scientific basis to mitigate the nutrient dispersion into the environment. Falenty IMUZ Publisher. Wageningen U.R.
- Ordoñez, C. 1998. Dinámica vegetacional de una pradera establecida con especies nativas y naturalizadas en su segundo año de producción. 131 p. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias Agrarias. Valdivia, Chile.
- Ordóñez, R., D. Kheraiwish, M.J. Polo, J. V. Giráldez, y P. González. 2005. Influencia del encalado sobre la movilidad de metales en un suelo contaminado en el valle del Río Guadiamar (Sevilla). *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo* 7: 29-32.

- Oya, K., and M. Khondaker. 1996. Effect of liming on the yield and nutrient uptake of common Millet grown on a yellow acid soil of Okinawa. *The Science Bulletin of the College of Agriculture, University of Ryukyus* 43: 81-88.
- Parfitt, R. 1989. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. *Journal Soil Science* 40:359-369.
- Parfitt, R., A. Parshotam, and G. Salt. 2002. Carbon turnover in two soils with contrasting mineralogy under long-term maize and pasture. *Australian Journal Soil Research* 40:127- 136.
- Parfitt, R., G. Yuan, and B. Theng. 1999. A ¹³C-NMR study of the interactions of soil organic matter with aluminium and allophane in podzols. *European Journal Soil Science* 50:695-700.
- Parfitt, R.L. 1980. Chemical properties of variable charge soils. p. 167-194. In Theng, B. (Ed.). Soils with variable charge. New Zealand Society Soil Science. Palmerston North, New Zealand.
- Pérez, R. 1986. Efectos del encalado en la neutralización del aluminio intercambiable y sobre el crecimiento del tomate (*Lycopersicon esculentum*). *Agronomía Tropical* 36(1-3): 89-110.
- Pinkerton, A., and P. Randall. 1994. Internal phosphorus requirement of six legumes and two grasses. *Australian Journal of Experimental Agricultural* 34:373-379.
- Pinochet, D., F. Ramírez, y D. Suárez. 2005. Variación de la capacidad tampón en suelos derivados de cenizas volcánicas. *Agricultura Técnica* 65(1): 55-64.

- Pinochet, D. 1999. Potencial productivo de las praderas permanentes de las Regiones IX y X. p. 237-273. *In* Latrille, L. (Ed.). Producción animal 1999 (Serie, B-22). Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Pinochet, D. 1995. The residual effect of applications of phosphate fertilizer measured by the Olsen method. 296 p. PhD Thesis. The University of Reading, England. U.K.
- Pinochet, D., G. Epple, y R. McDonald. 2001. Fracciones de fósforo orgánico e inorgánico en un transecto de suelos de origen volcánico y metamórfico. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal* 1(2):58-69.
- Prasad, B., and R. Singh. 1981. Accumulation and decline of available nutrients with long term use of fertilizers, manure and lime on multiple cropped lands. *Indian Journal Agricultural Science* 51:108-111.
- Pywell, R., N. Webb, and P. Putwain. 1994. Soil fertility and its implications for the restoration of heath land on farmland in southern Britain. *Biology Conservation* 70:169-181.
- Quilodrán, K. 2004. Efecto del uso del suelo sobre la mineralización de carbono y fósforo y sobre el carbono y fósforo biomásico, en un Andisol de la IX región. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad de La Frontera. Temuco, Chile.
- Quintero, C., N. Boschetti, and R. Benavidez. 2003. Effect of soil buffer capacity on soil test phosphorus interpretation and fertilizer requirement. *Soil Science Plant Analysis* 34 (9-10):1435-1450.

- Rao, A., K. Reddy, and P. Takkar. 1995. Phosphorus management: a key to boost productivity of soybean-wheat cropping system on swell-shrink soils. *Fertilizer News* 40:87-95.
- Ritchie, G. 1989. The chemical behavior of aluminium, hydrogen and manganese in acid soils. p. 1-60. *In* Robson, A. (Ed.). Soil acidity and plant growth. Academic Press, Australia.
- Rodríguez, J. 1993. La fertilización de los cultivos. Un método racional. 291 p. Facultad de Agronomía, Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile.
- Romero, O. 1996. La pradera en la precordillera andina de la IX Región de la Araucanía. p. 606-614. *In* Ruiz, I. (Ed.). Praderas para Chile. 2ª edición. Instituto de Investigación Agropecuaria. Santiago, Chile.
- Rorison, I. 1971. The use of nutrients in the control of the floristic composition of grassland. 652 p. *In* Duffey, E., and A. Watt (Eds.). The scientific management of animal and plant communities for conservation. Blackwell Scientific Publications. Oxford.
- Rouanet, J. 1983. Clasificación agroclimática IX Región, 2ª aproximación macroárea IV. *Investigación y Progreso Agropecuario IPA Carillanca* 2(1): 25-27.
- Rouanet, J., O. Romero, y R. Demanet. 1988. Áreas agroecológicas en la IX Región. Descripción. *IPA Carillanca* 7(1):18-23.
- Rout, G.R., S. Samantaray, and P. Das. 2001. Aluminium toxicity in plants: a review. *Agronomie* 21: 3-21.
- Rowell, D.L. 1994. Soil science; methods and applications. 350 p. Longman. London, UK.

- Ryan, J., H. Hassan, H. Bassiri, and H. Tabbara. 1985. Availability and transformation of applied phosphorus in calcareous soils. *Soil Science Society of American Journal* 51:1215-1220.
- Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Grez, y M. Mora. 2006. Acidificación de los suelos volcánicos de Chile. *In* IVth International Symposium on Deteriorated Volcanic Soils. 01 al 08 de julio de 2006. Morelia, Estado de Tlaxacala, México.
- Sadzawka, A., M. Carrasco, R. Grez, y M. Mora. 2004. Métodos de análisis recomendados para los suelos chilenos. 113 p. Comisión de Normalización y Acreditación, Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo (CNA). Santiago, Chile.
- Sadzawka, A., y M. Carrasco. 1985. Química de los suelos volcánicos. p. 337-490. *In* Tosso, J. (Ed.). Suelos volcánicos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile.
- Sadzawka, A., y R. Campillo. 1993. Problemática de la acidez de los suelos de la IX Región. Génesis características del proceso. *Investigación y Progreso Agropecuario* 12(3): 3-8.
- Saigusa, M., N. Matsuyama, T. Honna, and T. Abe. 1991. Chemistry and fertility of Andisols with special reference to subsoil acidity. p. 73-80. *In* Wright R., *et al.* (Eds). Plant soil interaction at low pH. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands.
- Samuel, M., and R. Hart. 1998. Nitrogen fertilization, botanical composition and biomass production on mixed-grass rangeland. *Journal Range Manage* 51:408-416.

- Saña, J., J. Moré, y A. Cohí. 1995. La gestión de la fertilidad de los suelos. 277 p. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.
- Satti, P., Mazzarino, M. Roselli, and P. Crego. 2007. Factors affecting soil P dynamics in temperate volcanic soils of southern Argentina. *Geoderma* 139:229-240.
- Saunders, W., C. Sherrell, and I. Gravett. 1987. A new approach to the interpretation of soil tests for phosphate response by grazed pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 30: 61-11.
- Schalscha, E., C. González, I. Vergara, G. Galindo, and A. Schata. 1965. Effect of drying on volcanic ash soils in Chile. *Soil Science Society of America Proceedings* 29: 481-482.
- Schmidt, J., S. Buol, and E. Kamprath. 1996. Soil phosphorus dynamics during seventeen years of continuous cultivation: fractionation analysis. *Soil Science Society of American Journal* 60:1168-1172.
- Schulte, R., and M. Herlihy. 2007. Quantifying responses to phosphorus in Irish grasslands: Interactions of soil and fertiliser with yield and P concentration. *European Journal of Agronomy* 26(2):144-153.
- Schulte, R., K. Richards, K. Daly, I. Kurz, E. McDonald, and N. Holden. 2006. Agriculture, meteorology and water quality in Ireland: a regional evaluation of pressures and pathways of nutrient loss to water. *Biology Environmental* 106B(2):117-133.
- Shoji, S., M. Nanzyo, and R. Dahlgren. 1993. Volcanic ash soils. Genesis, properties and utilization. 288 p. *Developments in Soil Science* 21. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, The Netherlands.

- Sims, J., A. Edwards, O. Schoumans, and R. Simard. 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. *Journal of Environmental Quality* 29:60-71.
- Sinclair, A., J. Morrison, L. Smith, and K. Dodds. 1997. Effects and interactions of phosphorus and sulphur on a mown white clover/ryegrass sward 3. Indexes of nutrient adequacy. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 40(2): 297-307.
- Sinclair, A., J. Morrison, L. Smith, and K. Dodds. 1996. Effects and interactions of phosphorus and sulphur on a mown white clover/ ryegrass sward. 2. Concentrations and ratios of phosphorus, sulphur and nitrogen in clover herbage. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 39:435-445.
- Slaton, N., K. Brye, R. Bacon, and M. Mozaffari. 2005. Correlation and calibration of Mehlich-3 phosphorus recommendations for winter wheat following rice in Arkansas. *Soil Science and Plant Analysis* 36(7-8):993-1004.
- Smith, R.S. Jr., J.H. Bouton, and C.S. Hoveland. 1992. Persistence of alfalfa under continuous grazing in pure stands and in mixture with tall fescue. *Crop Science* 32:1259-1264.
- Snyman, H. 2002. Short-term response of rangeland botanical composition and productivity to fertilization (N and P) in a semi-arid climate of South Africa. *Journal of Arid Environments* 50(1):167-183.
- Sollins, P., P. Homann, and C. Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74:65-105.

- Stevens, K., and C. Vucetich. 1985. Weathering of upper quaternary tephras in New Zealand, II: Clay minerals and their climatic interpretation. *Chemical Geology* 53(3-4):237-247.
- Stevenson, F., and M. Cole. 1999. Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. Second Edition. 448 p. John Wiley and Sons. New York, U.S.A.
- Stewart, W.M., D. Dibb, A. Johnston, and T. Smyth. 2005. The contribution of commercial fertilizer nutrients to food production. *Agronomy Journal* 97: 1-6.
- Syers, J. 1974. Effect of phosphate fertilizers on agriculture and the environment. *New Zealand Agricultural Science* 8(3):149-164.
- Takahashi, T., R. Dahlgren, and P. Van Susteren. 1993. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic materials in the xeric moisture regime of northern California. *Geoderma* 59:131-150.
- Thélier-Huché, L., A. Farruggia, et P. Castillon. 1999. L'analyse d'herbe: un outil pour le pilotage de la fertilisation phosphatée et potassique des prairies naturelles et temporaires 31 p. Institut de L'élevage. Paris, Francia.
- Tisdale, S., W. Nelson, J. Beaton, and J. Havlin, 1993. Soil fertility and fertilizers. 5th ed. 634 p. Prentice Hall. New Jersey, United States of America.
- Tolrá R, C. Poschenrieder, B. Luppi, and J. Barceló. 2004. Aluminium induced changes in the profiles of both organic acids and phenolic substances underlie Al tolerance in *Rumex acetosa* L. *Environmental and Experimental Botany* 45: 231-238.
- Torella, L., R. Garuzzo, y E. Faita. 2006. Efecto del encalado sobre las propiedades químicas del suelo y la germinación del trébol rojo (*Trifolium pratense*). *Informaciones Agronómicas* N° 36 p. 13-16.

- Tosso, J. 1985. Suelos volcánicos de Chile. 723 p. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Santiago, Chile.
- Tunney, H., P. Breeuwsma, P. Withers, and P. Ehlert. 1997. Phosphorus fertilizer strategies: Present and future. p. 177-203. *In* Tunney, H., O. Carton, P. Brookes, and A. Johnston (Eds.). Phosphorus loss from soil to water. CABI Publications. Wallingford, U.K.
- Van Breemen, N., C. Driscoll., and J. Mulder. 1984. Acidic deposition and internal proton sources in acidification of soils and waters. *Nature* 307:599-604.
- Van Soest, P. 1973. Composition and nutritive value of forages. The Science of Grassland Agriculture. Iowa, State University Press, Ames, I.A.
- Vance, G., F. Stevenson, and F. Sikora. 1996. Naturally occurring aluminum-organic complexes. p. 169-220. *In* Sposito, G. (Ed.). The environmental chemistry of Aluminum. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Vejar, M. 2005. Biodisponibilidad de fósforo en tres series de suelos volcánicos de la IX región bajo diferente manejo. Tesis Ingeniero Agrónomo. Universidad de la Frontera. Temuco, Chile.
- Venegas, C. 1993. Tolerancia de los cultivos a la acidez del suelo. *Frontera Agrícola* 1(1): 23-27.
- Vera, R. 2004. Estudio de la homogeneidad del aluminio extractable, de un Andisol de la X Región de Chile, utilizando parámetros geoestadísticos. 79 p. Tesis Licenciado en Agronomía. Universidad Austral de Chile. Valdivia, Chile.
- Vergara-Sánchez, M., J. Etchevers-Barra, y J. Padilla-Cuevas. 2005. La fertilidad de los suelos de ladera de la Sierra Norte de Oaxaca, México. *Agrociencia* 39: 259-266.

- Vizcayno, C., and M. García-González. 2000. Efecto de la aplicación de yeso y de yeso+caliza en las formas de Al extraíble de unos suelos ácidos. *Ecología* 7-3:227-239.
- Wada, K. 1989. Allophane and imogolite. p. 1051-1087. *In* Dixon, J., and S. Weed (Ed.). Minerals in soil environments. 2nd ed. SSSA Book Ser. Madison, WI.
- Walworth, J., M. Sumner, R. Isaac, and C. Plank. 1986. Preliminary DRIS norms for alpha in the Southeastern United States and a comparison with midwestern norms. *Agronomy Journal* 78(6):1046-1052.
- Whitehead, D.C. 1995. Volatilization of ammonia. p. 152-179. *In* Whitehead, D.C. (Ed.). Grassland nitrogen. CAB International. Wallingford.
- Wild, A. 1988. Russell's soil condition and plant growth. 11 Edition. 991 p. *In* (ed.). Longman Scientific & Technical. Bath Press, Avon, U.K.
- Yan Han, W., Y. Zhi Shi, L. Feng Ma, J. Yun Ruan, and F. Jie Zhao. 2007. Effect of liming and seasonal variation on lead concentration of tea plant (*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntze). *Chemosphere* 66: 84-90.
- Yang, J., and J. Jacobsen. 1990. Soil inorganic phosphorus fractions and their uptake relationships in calcareous soils. *Soil Science Society of American Journal* 54:1666-1669.
- Yildiz, G. 2001. Feeding the beef cows. p. 137-175. *In* Ergun, A., and S. Tuncer (Eds.). Animal nutrition and nutrition-related diseases (in Turkish). Ozkan Press, Ankara.
- Zapata, R. 2004. Química de la acidez del suelo. 208 p. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, Colombia.

- Zehetner, F., and W. Miller. 2006. Soil variations along a climatic gradient in an Andean agro-ecosystem. *Geoderma* 137(1-2):126-134.
- Zeng, F., A. Shafaqat, Z. Haitao, O. Younan, Q. Boyin, W. Feibo, and Z. Gouping. 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution* 159: 84-91.
- Zhang, T., A. MacKenzie, B. Liang, and C. Drury. 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Science Society of American Journal* 68:519-528.
- Zhang, T., and A. MacKenzie. 1997. Changes of phosphorus fractions under continuous corn production in a temperate clay soil. *Plant and Soil* 192(3):133-139.
- Zhang, Z., R. Simard, J. Lafond, and L. Parent. 2002. Pathways of soil phosphorus transformations after 8 years of cultivation under contrasting cropping practices. *Soil Science Society of American Journal* 66:999-1007.

ANNEXE

Variable	Commune					
	Age	Lonquimay	Curacautín	Vilcún	Cunco	Villarrica
pH	Témoin	5,83	5,82	5,38	5,31	5,51
	1	5,84	5,8	5,35	5,44	5,51
	2	5,87	5,58	5,29	5,51	5,43
	3	6,19	5,61	5,45	5,54	5,35
	4	6,2	5,49	5,06	5,22	5,33
Al échangeable (cm.kg ⁻¹)	Témoin	0,15	0,13	0,24	0,73	0,16
	1	0,09	0,14	1,22	0,34	0,13
	2	0,05	0,11	0,71	0,27	0,17
	3	0,03	0,29	0,44	0,43	0,2
	4	0,02	0,26	0,58	0,73	0,13
Saturación Al (%)	Témoin	5,18	3,44	3,53	23,82	4,66
	1	1,73	2,69	19,51	7,61	4,36
	2	1,06	2,21	16,54	6,38	5,52
	3	0,89	6,04	7,79	11,35	6,89
	4	0,43	6,69	9,69	18,17	5,33
Suma de bases(%)	Témoin	2,89	3,82	6,41	2,34	3,33
	1	5,27	5,08	5,05	4,08	2,78
	2	5,46	4,95	3,30	3,74	2,91
	3	4,58	4,53	4,76	3,26	2,76
	4	5,10	3,66	5,43	3,29	2,33
Materia orgánica (%)	Témoin	7,34	16,8	15,86	24,24	21,77
	1	8,55	19,33	16,95	25,25	20,50
	2	8,19	16,63	16,95	24,22	22,84
	3	6,0	24,75	13,24	19,19	25,28
	4	5,70	21,59	8,72	14,59	20,58
Fósforo (mg.kg ⁻¹)	Témoin	8	3,5	4,12	3,62	4,25
	1	17,25	6,75	6,25	4,0	4,75
	2	13,37	5,12	5,37	4,37	6,25
	3	8,62	6,0	7,37	6,12	6,12
	4	7,25	5,5	8,25	5,5	5,0
Rendement (2007) (kgMS.ha ⁻¹)	Témoin	237,50	339,45	1325,45	857,48	1490,03
	1	2769,1	2049,35	1404,55	2305,55	1751,43
	2	1714,95	720,15	1106,80	1596,05	1456,88
	3	2330,25	1842,0	784,53	1104,38	2053,18
	4	-	-	-	-	-
Rendement (2008) (kgMS.ha ⁻¹)	Témoin	133,23	1119,48	766,74	648,66	652,61
	1	-	-	-	-	-
	2	1897,19	951,86	727,42	603,43	401,92
	3	1618,89	-	759,59	1057,36	901,08
	4	2121,87	1271,32	550,06	705,48	870,15

